

Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen

Teilbericht

Verbringung von Baggergut zur Tonne E3

Bericht über den Zeitraum 1.1.2017 bis 31.12.2018



INHALTSVERZEICHNIS

1.	Veranlassung	3
2.	Entwicklung in den Jahren 2017 und 2018.....	4
3.	Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationstrecke und aus den Hafenzufahrten	9
3.1	Chemische Belastung.....	16
3.2	Ökotoxikologische Wirkung.....	24
4.	Monitoring im Verbringungsbereich	31
4.1	Monitoring im Jahr 2017 und 2018.....	32
4.2	Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments.....	33
4.2.1	Peilungen 2017 und 2018	33
4.2.2	Verdriftung während der Verbringungen	36
4.3	Sedimentuntersuchung	43
4.3.1	Beprobung der Sedimente	44
4.3.2	Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente	47
4.3.3	Ökotoxikologische Belastung	70
4.4	Makrozoobenthos	75
4.5	Fischfauna.....	86
4.6	Makrophyten.....	95
4.7	Bioakkumulation.....	103
4.7.1	Bioakkumulation in der Wellhornschnecke	105
4.7.2	Bioakkumulation in der Pfeffermuschel	122
4.7.3	Bioakkumulation in der Kliesche.....	133
4.7.4	Bioakkumulation in der Scholle	146
4.7.5	Bioakkumulation in der Krabbe	157
4.7.6	Bewertung der Ergebnisse anhand von EAC- und ERL-Werten sowie Umweltqualitätsnormen (UQN)	161
4.8	Untersuchungen der Wasserphase	168
4.9	Wattmessstellen.....	179
5.	Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH-und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen	185
6.	Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmenserklärung	189
7.	Literatur	199

Anhang

Hamburg Port Authority
Hafeninfrastruktur
Infrastruktur Wasser
Januar 2021 / rev. Juli 2021

1. Veranlassung

Maßgabe 2.32: Die Veranlassung zum Verfassen des Jahresberichtes zu Tonne E3 2017 und 2018

Die HPA hat dem MELUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen, inkl. getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTS sowie einer Bewertung hinsichtlich des Verschlechtsverbots nach EU-Richtlinien, und diesen Bericht in Abstimmung mit dem MELUR zeitnah zu veröffentlichen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Der Jahresbericht 2017/2018 wird hiermit vorgelegt. Er wurde nach Vorgaben von und in Abstimmung mit dem MELUND (früher: MELUR) verfasst. In der AG-Monitoring wurde im Dezember 2019 festgelegt, dass die Erstellung des Jahresberichts 2017 und des Jahresberichts 2018 zusammenfassend für beide Jahre erfolgen soll. Die getrennte Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und Landeshafengewässern verbrachten Sedimente findet sich in Kapitel 2. Die Erfüllung der Maßgaben ist nach Vorgabe des MELUND vor den jeweils relevanten Kapiteln als Fazit aufgeführt. In Kapitel 6 werden die Maßgaben aufgeführt, die nicht direkt einzelnen Themenbereichen zugeordnet werden können.

Am 25. April 2016 wurde vom MELUND der HPA ein neues Einvernehmen zur Verbringung von Elbesedimenten aus der Hamburger Delegationsstrecke zur Verbringungsstelle Tonne E3 in der Nordsee erteilt. Neben der Verbringung von Sediment aus der Bundeswasserstraße wird auch die Verbringung aus Landeshafengewässern gestattet. Dies wird durch die wasserrechtliche Erlaubnis sowie durch die naturschutzfachliche Genehmigung des Landes Schleswig-Holstein vom 25. April 2016 geregelt. Eine Verbringung von Sedimenten erfolgte ab Juni 2016 und auch in den Jahren 2017 und 2018 nach diesen drei neuen, genannten Zulassungen.

Gemäß Einvernehmen vom 25.4.2016 hat die HPA dem MELUND „jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen (...). Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen“. Auch in der wasserrechtlichen Erlaubnis und in der Genehmigung vom 25.4.2016 wird ein derartiger Bericht gefordert. Dieser Bericht wird hiermit für das Jahr 2017 und 2018 vorgelegt. In der AG-Monitoring wurde im Dezember 2019 festgelegt, dass die Erstellung des Jahresberichts 2017 und des Jahresberichts 2018 zusammenfassend für beide Jahre erfolgen soll.

Die Maßgaben des Einvernehmens vom 25.4.2016 werden im vorgelegten Bericht jeweils am Anfang der entsprechenden Kapitel aufgeführt und ihre Erfüllung wird ggf. einzeln bestätigt. Die Auflagen der wasserrechtlichen Erlaubnis wie auch der naturschutzfachlichen Genehmigung unterscheiden sich nur in wenigen Punkten von den Maßgaben. Sie werden nur dort gesondert aufgeführt und benannt, wo Abweichungen in der Formulierung bestehen. Ansonsten sind bei der Erwähnung der einzelnen Maßgaben im Text immer auch die wortgleichen Auflagen der wasserrechtlichen Erlaubnis sowie der naturschutzfachlichen Genehmigung mitgemeint.

Der vorliegende Bericht umfasst die Darstellung der Ergebnisse aus dem Monitoring in den Jahren 2017 und 2018. Für detaillierte Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf die Berichte der Jahre 2005 bis 2016 verwiesen (E3-Jahresberichte der HPA, 2005 bis 2016).

2. Entwicklung in den Jahren 2017 und 2018

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.4: *Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass in den Einbringbereichen um die unter Ziffer 1. genannten Zentren herum (1 km-Radius und Einbringzentrum Ost 1,5 km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt und die genannten vier Einbringzentren jeweils nacheinander bis zu ihrer jeweiligen maximalen Beaufschlagung, die in der Monitoring-AG (s. Maßgabe 2.18.) festzulegen ist, genutzt werden. Die tatsächlich genutzten konkreten Einbringbereiche sind jeweils zu dokumentieren und dem MELUR mitzuteilen.*

Im Jahr 2017 wurde vom 12.6.2017 bis zum 04.11.2017 das Einbringzentrums Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) beaufschlagt. Im Jahr 2018 wurde das Einbringzentrums Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) in der Zeit vom 25.6.2018 bis zum 23.12.2018 beaufschlagt.

Maßgabe 2.5: *Das Baggergut muss so eingebracht werden, dass es weitestgehend im vorgesehenen Einbringbereich verbleibt.*

Das Baggergut wurde um die jeweiligen Zentren der Schüttstellen herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

Maßgabe 2.16 (Einvernehmen): *Sedimente aus den Landeshafengewässern dürfen im Rahmen dieses Einvernehmens nicht eingebracht werden bzw. Auflage 2.16 (wasserrechtliche Erlaubnis): Sedimente aus anderen als den in den Antragsunterlagen aufgeführten Landeshafengewässern dürfen im Rahmen dieser Erlaubnis nicht eingebracht werden.*

Sedimente aus der Delegationsstrecke wurden im Rahmen des Einvernehmens eingebracht. Sedimente aus den Landeshafengewässern wurden im Rahmen der wasserrechtlichen Erlaubnis eingebracht. Die Landeshafengewässer, aus denen in den Jahren 2017 und 2018 Sedimente in die Nordsee verbracht wurden, waren die Gebiete Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen und Sandauhafen sowie im Jahr 2018 das Gebiet der Rethe. Alle diese Gebiete sind in der Auflage 2.16 der wasserrechtlichen Erlaubnis aufgeführt.

Im folgenden Kapitel werden die nach den jeweiligen Zulassungen in den Jahren 2017 und 2018 in die Nordsee verbrachten Baggergutmengen nach der Herkunft aus den einzelnen Gebieten zeitlich aufgeschlüsselt und in Relation zum Oberwasserabfluss dargestellt.

In Abbildung 2-1 sind die Oberwasserabflüsse am Pegel Neu Darchau für die Jahre 2013 bis 2018 dargestellt. In den Jahren 2017 und 2018 lag die Abflussmenge der Elbe mit 577 m³/s (2017) und 443 m³/s (2018) wie auch bereits in den Jahren bis 2014 bis 2016 unterhalb des langjährigen Mittels von 697 m³/s.

Das Jahr 2017 begann mit sehr geringen Oberwasserabflüssen von um die 500 m³/s. Anfang März kam es zu einem kurzzeitigen Anstieg auf über 1000 m³/s, gefolgt von einem allmählichen Abfall der Werte bis Anfang Mai auf unter 500 m³/s. Das Minimum lag bei 263 m³/s am 26. Juni. Bis zum Herbst 2016 blieb der Oberwasserabfluss niedrig und begann erst im November 2017 wieder anzusteigen. Im Januar und Februar 2018 wurden dann Werte oberhalb von 1000 m³/s erreicht. Im Sommer und im Herbst 2018 war hingegen erneut eine extreme Trockenheit zu verzeichnen. Das Minimum des Abflusses lag 2018 bei 163 m³/s am 4. September – dies ist einer der niedrigsten jemals gemessenen Werte. Bezogen auf den mittleren Sommerabfluss in Neu Darchau war 2018 (nach 1934) das zweitrockenste Jahr seit Beginn der Datenaufzeichnungen. Auch im November

und Dezember 2018 lagen die Abflüsse nach wie vor sehr deutlich unter den langjährigen Mittelwerten. Die geringen Oberwasserabflüsse in den Jahren 2017 und 2018 sind das vierte und fünfte Jahr in Folge auf die extreme Trockenheit im Elbeinzugsgebiet zurückzuführen.

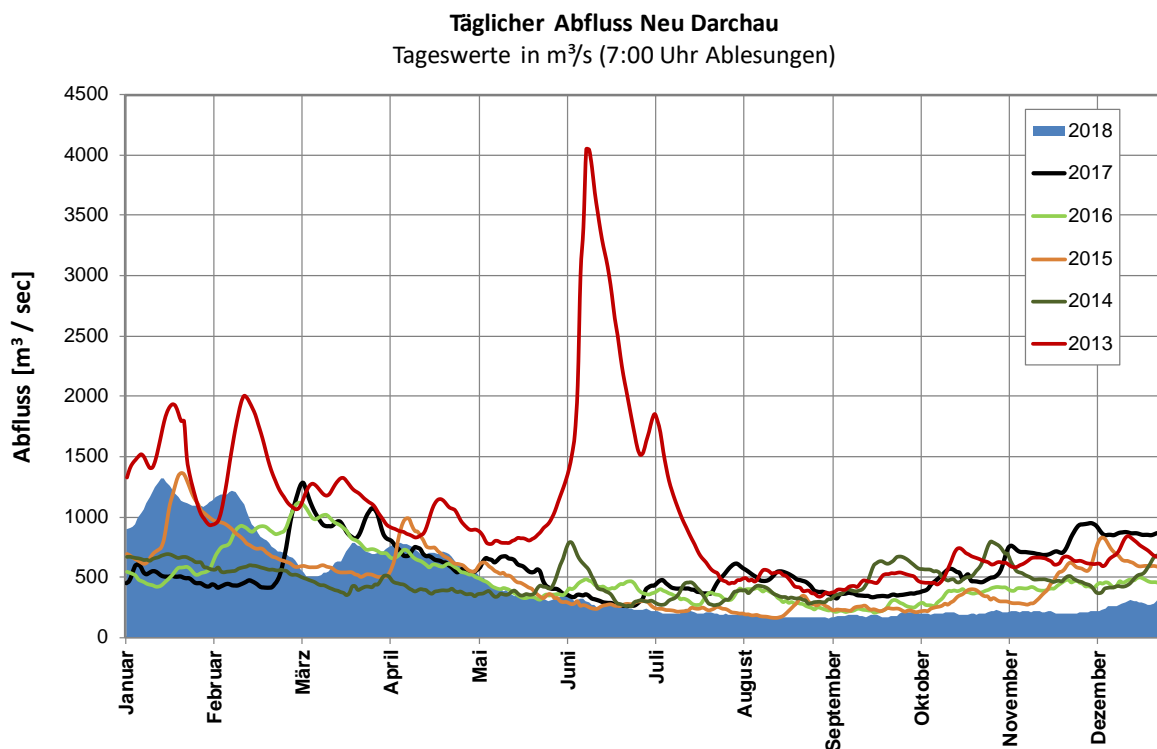


Abbildung 2-1 Abfluss am Pegel Neu-Darchau [m³/s], Gegenüberstellung der Jahreskurven 2013 bis 2018 (Jahr 2017: fettgedruckt, Jahr 2018: ausgefüllt)

Am 25. April 2016 hat das MELUND der HPA ein neues Einvernehmen für die Verbringung von Elbesedimenten aus der Hamburger Delegationsstrecke zur Verbringestelle Tonne E3 in der Nordsee erteilt. Neben der Verbringung von Sediment aus der Bundeswasserstraße wird auch die Verbringung aus Landeshafengewässern gestattet. Dies wird durch die wasserrechtliche Erlaubnis sowie durch die naturschutzfachliche Genehmigung des Landes Schleswig-Holstein vom 25. April 2016 geregelt. Die Verbringung in die Nordsee folgte, wie auch bereits im Jahr 2016, in den Jahren 2017 und 2018 nach diesen drei genannten Zulassungen.

Aufgrund des insgesamt geringen Oberwasserabflusses (s.o.) begann bereits Ende Mai bis Anfang Juni 2017 eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten. Am 12.6.2017 wurde daher mit der Verbringung von Material aus dem Köhlbrand zur Tonne E3 begonnen. Die Verbringungen wurden von Juni bis November 2017 durchgeführt. Innerhalb dieser Zeitspanne wurden drei verschiedene Laderaumsaugbagger eingesetzt: Der Bagger Alexander von Humboldt mit einem Laderaumvolumen von 9000 m³, Gerardus Mercator mit einem Laderaumvolumen von 18.000 m³ sowie Francis Beaufort mit einem Laderaumvolumen von 11.300 m³.

Vom 12.6. bis 5.7.2017 wurden die Verbringungen mit dem Bagger Alexander von Humboldt in dem Gebiet Köhlbrand begonnen und ab Ende Juni auch im Gebiet Sandauhafen durchgeführt. Ab dem 6.7. bis zum 20.8. wurde in den Gebieten Köhlbrand und Süderelbe Bl.5 sowie im Parkhafen zusätzlich der Bagger Francis Beaufort eingesetzt. Vom 24.8. bis zum 8.10. wurde Francis Beaufort durch den Bagger Gerardus Mercator ausgetauscht, der vor allem in den Gebieten Köhlbrand,

Süderelbe Bl.5, Norderelbe Bl.7 und dem Vorhafen eingesetzt wurde. Ab dem 9.10.2017 bis zum 4.11.2017 wurden die Baggerungen dann wieder ausschließlich mit Alexander von Humboldt durchgeführt. Mit diesem Gerät wurde über den gesamten Zeitraum betrachtet sowohl Material aus den großen Gebieten der Stromelbe (Köhlbrand und Süderelbe Bl. 5) als auch aus dem kleineren Gebiet der Stromelbe Norderelbe Bl.6/Strandhafen sowie aus den Landeshafengewässern Parkhafen, Vorhafen, Köhlfleet und Sandauhafen verbracht. Über einen Zeitraum von drei Monaten (6.7. bis 9.10.) wurden damit für die Verbringung zwei Bagger gleichzeitig eingesetzt. Die Umlaufzeiten der Bagger waren mit 14 Stunden 50 Minuten (Alexander von Humboldt) sowie 16 Stunden (Gerardus Mercator und Francis Beaufort) sehr ähnlich.

Die aus den einzelnen Bereichen der Delegationsstrecke sowie den Hafenzufahrten verbrachten Mengen sind in Abbildung 2-2 aufgeführt. Aus der Delegationsstrecke wurden auf der Basis des Einvernehmens zwischen Juni und November 2017 insgesamt 1.034.000 TDS (2.446.000 m³) verbracht, von denen der größte Anteil auf den Köhlbrand (396.000 TDS), gefolgt von der Süderelbe (307.000 TDS) und der Norderelbe Bl. 7 (279.000 TDS), entfiel. Aus der Norderelbe Bl.6 vom Liegeplatz am Strandhafen/Chicagokai wurden 53.000 TDS entfernt.

Aus den Hafenzufahrten wurde Material vorwiegend aus Vorhafen (166.000 TDS) und Parkhafen (143.000 TDS) entnommen, in geringeren Anteilen auch aus dem Sandauhafen (58.000 TDS) und dem Köhlfleet (59.000 TDS). Insgesamt wurden damit zwischen dem 29.6.2017 und dem 4.11.2017 aus den Hafenzufahrten 422.000 TDS (1.195.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt. Damit wurde im Zeitraum 12.6.2017 bis 4.11.2017 mit 334 Umläufen bei einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 15,25 Stunden eine Gesamtmenge von 1,46 Mio. TDS (entsprechend 3,65 Mio. LRV) in die Nordsee verbracht.

Im Jahr 2018 fiel der Oberwasserabfluss Anfang Mai unter 500 m³/s und lag Anfang Juni bereits auf dem sehr niedrigen Wert von 325 m³/s (Abbildung 2-1). Ab Anfang Juni war daher auch eine verstärkte Sedimentation in den Hauptbaggergebieten zu verzeichnen. Am 25.6.2018 wurde mit der Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 aus dem Gebiet Köhlbrand begonnen. Eingesetzt wurde der Laderaumsaugbagger „James Cook“ mit einem Laderaumvolumen von 11.750 m³. Die Verbringungen wurden mit insgesamt 260 Umläufen und einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 15,2 Stunden bis zum 23.12.2018 fortgesetzt. Im Unterschied zu den vergangenen Jahren (2015 bis 2017) kam im Jahr 2018 damit kein zweiter Bagger zum Einsatz.

Die Mengen, die den einzelnen Gebieten entnommen wurden, finden sich in Abbildung 2-3. Aus der Delegationsstrecke wurden auf der Basis des Einvernehmens zwischen Juni und Dezember 2018 insgesamt 840.000 TDS (1.928.000 m³) verbracht, von denen der größte Anteil auf die Süderelbe (339.000 TDS), gefolgt von dem Köhlbrand (317.000 TDS) und der Norderelbe Bl. 7 (185.000 TDS), entfiel.

Aus den Hafenzufahrten wurde Material vorwiegend aus dem Parkhafen (179.000 TDS) entnommen. Deutlich geringere Mengen wurden aus den Gebieten Köhlfleet (75.000 TDS), Rethe (63.000 TDS), Vorhafen (60.000 TDS) und Sandauhafen (30.000 TDS) ausgebaggert. Insgesamt wurden damit zwischen 11.7.2018 und 10.12.2018 aus den Hafenzufahrten 408.000 TDS (1.034.000 m³ LRV) auf Grundlage der wasserrechtlichen Erlaubnis entfernt.

Die Gesamtmenge an Material, die damit im Zeitraum 25.6.2018 bis 13.12.2018 in insgesamt 260 Umläufen bei einer durchschnittlichen Umlaufzeit von 15,2 Stunden in die Nordsee verbracht wurde, betrug, wie Abbildung 2-4 dargestellt, damit 1,25 Mio. TDS (entsprechend 2,96 Mio. LRV).

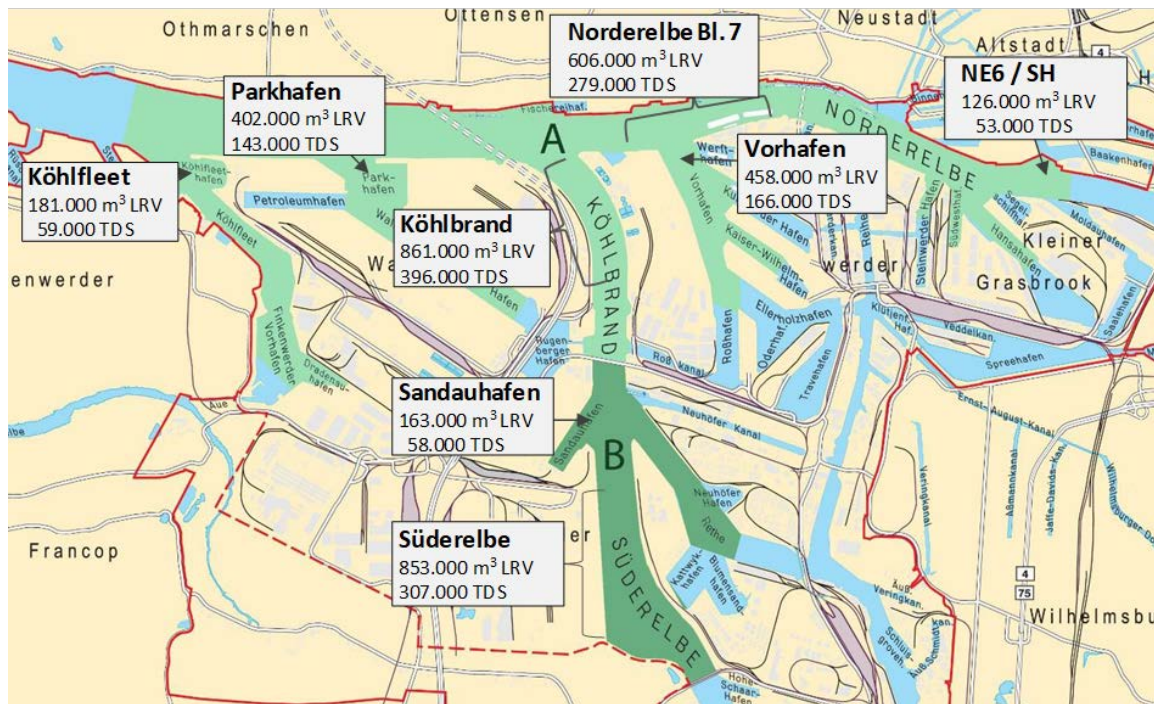


Abbildung 2-2 Herkunft und Menge der im Jahr 2017 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laderaumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

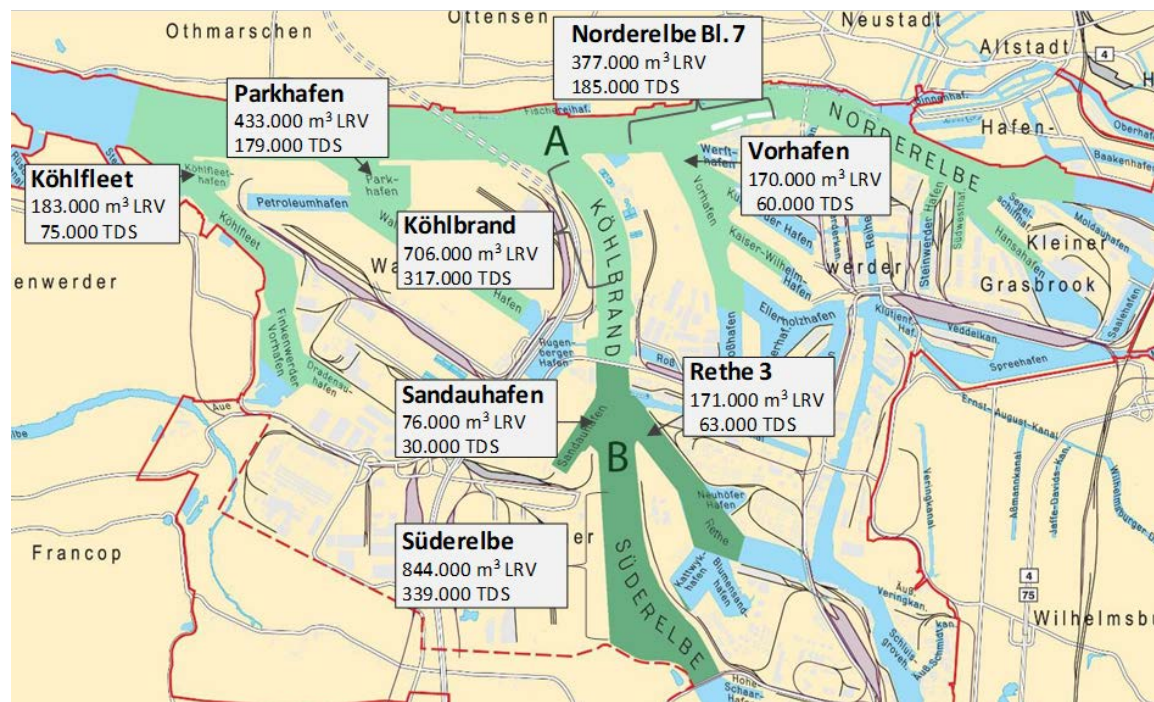


Abbildung 2-3 Herkunft und Menge der im Jahr 2018 in die Nordsee nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 25.4.2016 verbrachten Sedimente (Laraumvolumen und Tonnen Trockensubstanz)

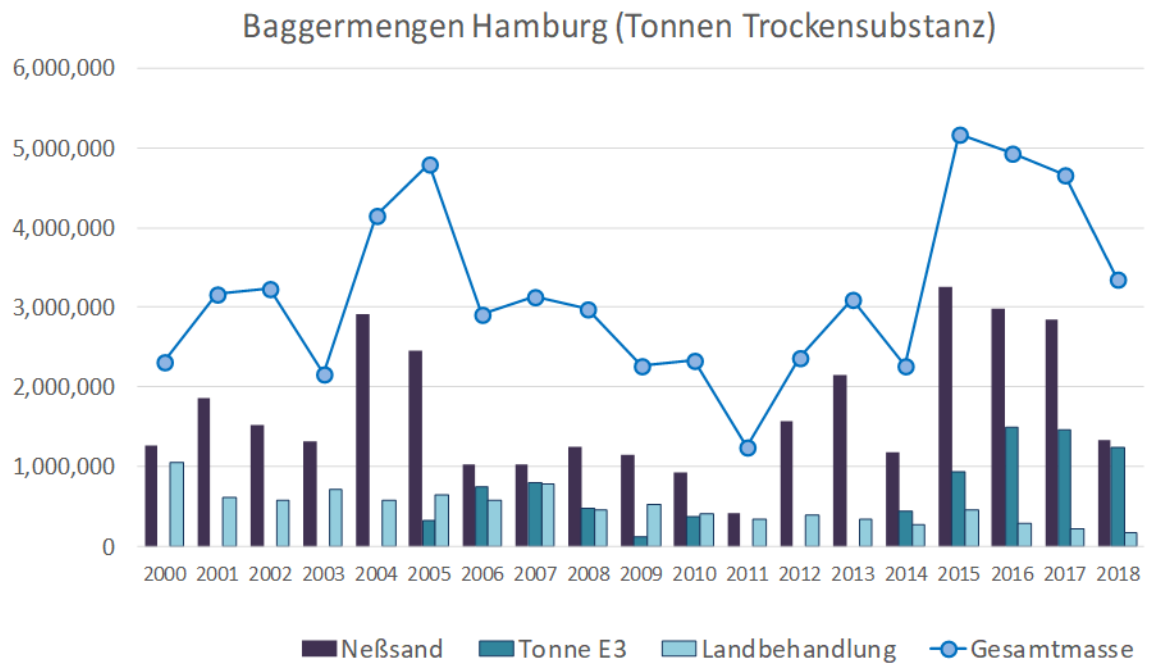


Abbildung 2-4 Übersicht über Baggergutmengen und Verbleib 2000 – 2018

3. Charakterisierung der Sedimente aus der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten

Zugrunde liegende Maßgaben:

Maßgabe 2.6: Die aktuelle chemische und ökotoxikologische Qualität des aus den genannten Teilbereichen der Stromelbe entnommenen Sediments* muss jeweils vor der Baggergutentnahme (Freigabebeprobung) gemäß GÜBAK i.V.m. Ergänzungen zur behördlichen Umsetzung der GÜBAK in Schleswig-Holstein ermittelt werden. *in Auflage 2.6 (WRE) stattdessen: „des aus den Landeshafengewässern gemäß Ziffer 1 des Bescheids“

Die chemische und ökotoxikologische Qualität der Sedimente in den Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer wurde jeweils vor der Baggergutentnahme im Rahmen von Freigabebeprobungen gemäß GÜBAK (2009) ermittelt.

Für die chemischen Untersuchungen wurden im Jahr 2017 insgesamt 44 Proben aus der Stromelbe und 40 Proben aus den Landeshafengewässern entnommen. Die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden an 28 Proben aus der Stromelbe und 24 Proben aus den Landeshafengewässern durchgeführt.

Im Jahr 2018 ergaben sich für die chemischen Untersuchungen in Summe 34 Proben aus der Stromelbe und 51 Proben aus den Landeshafengewässern. Ökotoxikologische Analysen wurden an 22 Proben aus der Stromelbe sowie an 30 Proben aus den Landeshafengewässern durchgeführt (zur Verteilung der Probenanzahlen auf die Einzelbereiche s. nächste Absätze; Maßgabe 2.8 und 2.9).

Die Parameterliste umfasste die Parameter nach Tabelle 1 der GÜBAK: Zur allgemeinen Charakterisierung der Proben erfolgte eine Texturanalyse nach dem in der Anlage 4 der GÜBAK beschriebenen BfG-Verfahren der Ultraschallsiebung. Die Parameter TOC, Stickstoff und Phosphor wurden in der Gesamtfraktion analysiert. Die Schwermetalle (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink) sowie Arsen wurden gemäß GÜBAK in der < 20 µm Fraktion analysiert. Die GÜBAK empfiehlt, die Schwermetalle an 10 % der Proben auch in der Gesamtfraktion zu analysieren. Abweichend hiervon wurden in der vorliegenden Untersuchung die Schwermetallanalysen an allen Proben sowohl in der < 20 µm-Fraktion als auch in der Gesamtfraktion durchgeführt. Die organischen Schadstoffe (Summe 7 PCB, HCH-Verbindungen, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, DDT und Metabolite, PAK Summe 16 und zinnorganische Verbindungen) wurden gemäß GÜBAK in der Gesamtfraktion analysiert und (mit Ausnahme der zinnorganischen Verbindungen) auf die Fraktion < 63 µm umgerechnet.

Maßgabe 2.7: Die in diesen Teilbereichen der Stromelbe* aktuell anfallenden Sedimente müssen mit den jeweiligen Baggermengen und Probenahmestellen sowie chemischen Eigenschaften und toxischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet werden. *in Auflage 2.6 (WRE) stattdessen: „in den verschiedenen Landeshafengewässern gemäß Ziffer 1 des Bescheides“

Die in den einzelnen Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer anfallenden Sedimente wurden hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften und ökotoxikologischen Wirkungen jeweils getrennt dargestellt und bewertet (s. Abschn. 3.2 und 3.3). Die Probenahmestellen in den einzelnen Teilbereichen sind in Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2 aufgeführt. Die Baggergutmengen aus den Teilbereichen sind in Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3 (Kapitel 2) aufgeführt.

Maßgabe 2.8: Für jeden dieser Teilbereiche* muss die Probenanzahl gemäß der jeweils zu entnehmenden Sedimentmengen getrennt festgelegt werden und mindestens den Anforderungen der GÜBAK entsprechen. *in Auflage 2.8 (WRE): „dieser Landeshafengewässer“

Die Probenanzahl in den einzelnen Teilbereichen entsprach im Wesentlichen den Anforderungen der GÜBAK. Die jeweiligen Probenanzahlen in den einzelnen Teilgebieten - auch in Relation zu den Sedimentmengen sowie den Anforderungen der GÜBAK - sind im nächsten Absatz unter Maßgabe 2.9 aufgeführt.

Maßgabe 2.9: *Die Probenzahl muss in den einzelnen Entnahmebereichen mit den bisher höchsten Belastungen weitest möglich verdichtet werden, so dass höher belastete Bereiche ggf. gesondert entnommen und entsorgt werden können. Dazu können unmittelbar benachbarte Probenahmestellen zusammen betrachtet werden, wenn diese in Art und Zusammensetzung des Sediments vergleichbar sind. Vor diesem Hintergrund sind für die einzelnen Teilbereiche jeweils vor der Entnahme pro Baggerkampagne mindestens 10 oder - mit dem Ziel der weiteren Verdichtung des Probenrasters - 14 Einzelproben auf ihre chemische und mindestens 6 oder - mit dem Ziel der Verdichtung des Probenrasters 10 Einzelproben auf ihre ökotoxikologische Beschaffenheit hin zu analysieren.*

Die Teilbereiche der Stromelbe Köhlbrand und Norderelbe Bl.7 und die Teilbereiche der Landeshafengewässer Parkhafen, Vorhafen und Sandauhafen wurden in beiden Jahren mit jeweils 10 Einzelproben, der Bereich der Süderelbe in beiden Jahren mit 14 Einzelproben auf ihre chemische Beschaffenheit hin analysiert. Im Landeshafengewässer Köhlfleet erfolgte die Analyse im Jahr 2017 an 10, im Jahr 2018 an 11 Einzelproben. Aus dem Bereich der Stromelbe Norderelbe Bl.6/Strandhafen liegt für das Jahr 2017 eine Freigabe mit insgesamt 9 Einzelproben vor. Ein Teilbereich wurde von der Verbringung ausgeklammert (s. Text im Kapitel). Im Jahr 2018 erfolgte keine Freigabe aus dem Bereich Norderelbe Bl.6/SH. Aus dem Landeshafengewässer Rethe liegt eine Freigabebeprobung mit insgesamt 10 Einzelproben aus dem Jahr 2018 vor, jedoch keine aus dem Jahr 2017 (s. Text im Kapitel).

Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten in den Teilbereichen der Stromelbe und der Landeshafengewässer an jeweils 6, im Bereich der Süderelbe an insgesamt 10 Einzelproben. Mit Ausnahme der Beprobung NE6/SH (s. Text im Kapitel) wurden bei diesen Beprobungen keine Anzeichen für höher belastete Bereiche innerhalb der jeweiligen Teilbereiche festgestellt. Auf eine Zusammenfassung unmittelbar benachbarter Probenahmestellen wurde daher verzichtet.

Probenanzahl der Teilgebiete in Relation zu den Empfehlungen der GÜBAK:

Die GÜBAK gibt eine Empfehlung für die Anzahl an zu untersuchenden Proben, die sich an dem zu baggernden Volumen orientiert (GÜBAK, Kapitel 4.2.2). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in gut bekannten und gut durchströmten Gebieten, wie sie hier ja vorliegen, laut GÜBAK auch weniger Proben entnommen werden können. Das Volumenmaß ist in der GÜBAK nicht festgelegt. Dies ist insofern relevant, als zwischen Peilvolumen und Laderaumvolumen bedingt durch die Auflockerung und Zusatz von Wasser beim Baggervorgang ein Faktor von 1,7 – 2,0 liegt.

Werden die nach GÜBAK empfohlenen Probenanzahlen der Teilgebiete mit den gebaggerten Volumina als Laderaumvolumen verglichen, so liegen in beiden Jahren die Gebiete Parkhafen, Vorhafen, Sandauhafen, Norderelbe Bl.6/Strandhafen und Köhlfleet mit jeweils 10 Proben pro Freigabebeprobung oberhalb der erforderlichen Mindestanzahl nach GÜBAK. Dies gilt auch für die Proben der Norderelbe Bl.7 im Jahr 2018. Die empfohlene Probenanzahl beträgt dabei 4 Proben für Mengen bis 100.000 m³ und 7 Proben bis 500.000 m³ (für Baggermengen s. Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3).

Für die Gebiete Köhlbrand und Süderelbe Bl.5 in den Jahren 2017 und 2018 sowie Norderelbe Bl.7 im Jahr 2017 liegen, aufgrund der in diesen Gebieten angefallenen, höheren Baggergutmengen von über 500.000 m³ (Laderaumvolumina), die Probenanzahlen von 10 (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7) resp. 14 (Süderelbe Bl.5) hingegen unterhalb der empfohlenen Mindestanzahl von 16.

Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2017 wurden in den Gebieten Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe Bl.5 noch zusätzlich 3 Proben entnommen und chemisch analysiert, um die Entwicklung der Schadstoffgehalte über die Zeit zu verfolgen („Verlaufsproben“). Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2018 betrug die Anzahl der zusätzlich entnommenen Proben im Köhlbrand ebenfalls 3, in der Süderelbe 4 Proben. Diese Proben waren nicht Bestandteil der Freigabeuntersuchung.

Wenn die Ergebnisse dieser Proben mit in die Bewertung einbezogen werden, liegt die Probenanzahl in der Süderelbe in beiden Jahren im Bereich der Empfehlungen nach der GÜBAK (Ergebnisse s. Kapitel 3.1). Im Bereich Köhlbrand 2017 und 2018 sowie Norderelbe Bl.7 2017 wird mit 13 Proben die geforderte Mindestanzahl von 16 Proben hingegen weiterhin unterschritten (auch hier Ergebnisse bei Einbeziehung der „Verlaufsproben“ s. Kapitel 3.1). Bei der Zugrundelegung von Peilvolumina würde die Unterschreitung der geforderten Probenanzahl nur den Bereich Köhlbrand 2017 betreffen, bei dem das Peilvolumen 506.000 m³ beträgt und damit die 500.000 m³ knapp überschreitet. Die Bereiche Norderelbe Bl. 7 2017 und Köhlbrand 2018 unterschreiten mit einer Menge von 357.000 m³ (Peilvolumen) und 415.000 m³ (Peilvolumen) die 500.000 m³.

Es sei allerdings an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass von den Empfehlungen der GÜBAK zur Probenanzahl bei gut bekannten und gut durchströmten Bereichen abgewichen werden kann. Die hier untersuchten Teilbereiche sind alle gut durchströmt und durch die Untersuchungen der vergangenen Jahre auch sehr gut bekannt. Freigabeuntersuchungen müssen bei Anwendung der GÜBAK, im Unterschied zu den hier vorliegenden Zulassungen, üblicherweise auch nicht jährlich erfolgen. Damit wäre auch ohne die Hinzuziehung der zusätzlichen Proben nach Ansicht der HPA die Beprobungsstrategie im Grundsatz immer noch als GÜBAK-konform anzusehen.

Maßgabe 2.10: *Die Ergebnisse der jeweiligen Probennahmen und Analysen sowie die Bewertung (siehe Maßgaben 2.6. - 2.9.) müssen dem MELUR als oberste Wasserbehörde des Landes Schleswig-Holstein unverzüglich zur Verfügung gestellt werden.*

Die Ergebnisse der jeweiligen Freigabebeprobungen inklusive einer Bewertung nach den Maßgaben des Einvernehmens resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden dem MELUND jeweils vor Beginn der Baggerungen in den einzelnen Bereichen per E-Mail zugesandt.

Für 2017 war dies jeweils am: Köhlbrand 09.06.2017, Süderelbe 09.06.2017, Sandauhafen 09.06.2017, Parkhafen 06.07.2017, Vorhafen 09.08.2017, Strandhafen/NE6 09.08.2017, Norderelbe Bl.7 28.08.2017.

Für 2018 war dies jeweils am: Köhlbrand 22.06.2018, Parkhafen 27.06.2018, Sandauhafen 11.07.2018, Süderelbe 17.07.2018, Rethe 03.08.2018, Norderelbe Bl.7 03.08.2018, Köhlfleet 27.08.2018.

Die Analysenergebnisse wurden parallel auf der Homepage der HPA veröffentlicht.

Vor der Verbringung von Baggergut aus dem Bereich der Delegationsstrecke und aus den Hafenzufahrten wurden die Sedimente aus den einzelnen Teilbereichen auf ihre chemische Belastung und ihre ökotoxikologische Wirkung hin untersucht.

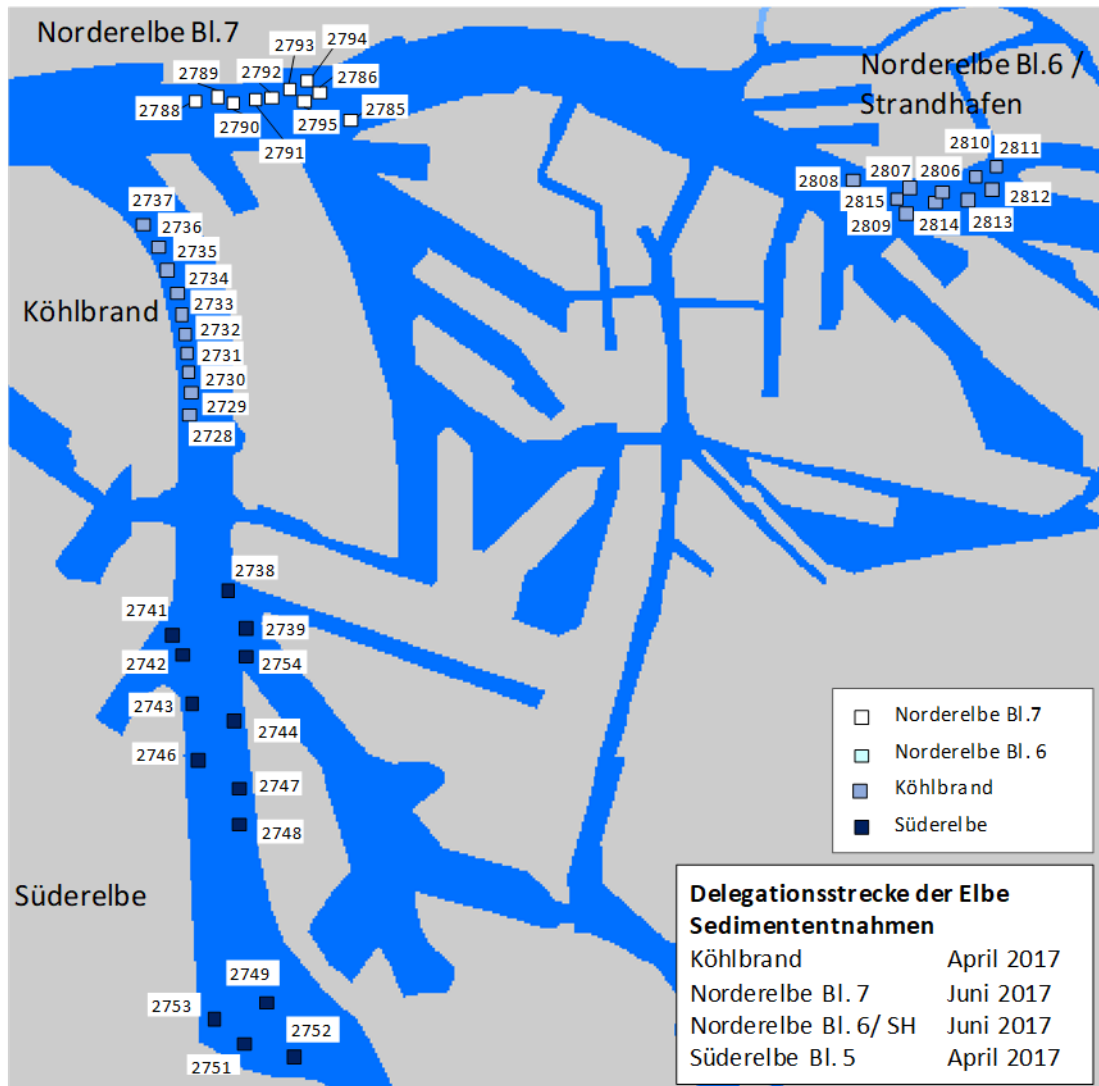


Abbildung 3-1 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke

Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 - Probenahmepunkte

Im Jahr 2017 wurde im Zeitraum 12.6.2017 bis 4.11.2017 Material aus insgesamt vier Bereichen der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe, Norderelbe Bl.6/Strandhafen) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß Maßgabe 2.9 des Einvernehmens vom April 2016 jeweils 14, aus der Norderelbe Bl.7, der Norderelbe Bl.6/Strandhafen und dem Köhlbrand je 10 Proben entnommen und entsprechend Maßgabe 2.8 nach den Anforderungen der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Belastung hin analysiert und bewertet. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten an jeweils 6, in der Süderelbe an 10 Einzelproben. In dem Teilgebiet Norderelbe Bl.6/Strandhafen wurde aufgrund der ökotoxikologischen Befunde ein Teilbereich von der Verbringung ausgenommen (Beprobungspunkt 2811-NE6, Ergebnisse s. unten in diesem Kapitel), so dass hier nur 9 Werte für chemische und 5 für ökotoxikologische Analysen vorliegen. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3-1.

Die am 26.4.2016 zusammen mit dem Einvernehmen erteilte wasserrechtliche Erlaubnis erlaubt die Verbringung von Material aus einzelnen Hafenzufahrten. Im Jahr 2017 wurde zwischen 29.06.2017 und 4.11.2017 Material aus den Bereichen Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen und

Vorhafen in die Nordsee verbracht. Für den Bereich der Rethe wurde im Jahr 2017 keine Freigabe erteilt, da die ökotoxikologischen Parameter zu hoch lagen (Ergebnisse s. unten in diesem Kapitel). Die Anforderungen an die Beprobung der Teilbereiche entsprachen denen aus der wasserrechtlichen Erlaubnis. Gemäß Auflage 2.8 und 2.9 der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden in den Teilbereichen je 10 Proben entnommen (Abbildung 3-2) und nach den Vorgaben der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Zusammensetzung hin analysiert und bewertet. Eine ökotoxikologische Einstufung wurde gemäß Auflage 2.9 an jeweils sechs Einzelproben pro Gebiet durchgeführt.

Damit liegen für das Jahr 2017 Ergebnisse von insgesamt vier Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und vier Freigabeuntersuchungen aus den Hafenzufahrten vor. Ein Überblick über die chemischen Analysen findet sich in Tabelle A-2 bis Tabelle A-9. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Analysen sind in Tabelle A-24 und Tabelle A-26 dargestellt. Hierbei sind die vier Gebiete der Delegationsstrecke (Norderelbe Bl.7, Köhlfleet, Süderelbe Bl.5, Norderelbe Bl.6/SH) sowie die vier Hafenzufahrten (Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

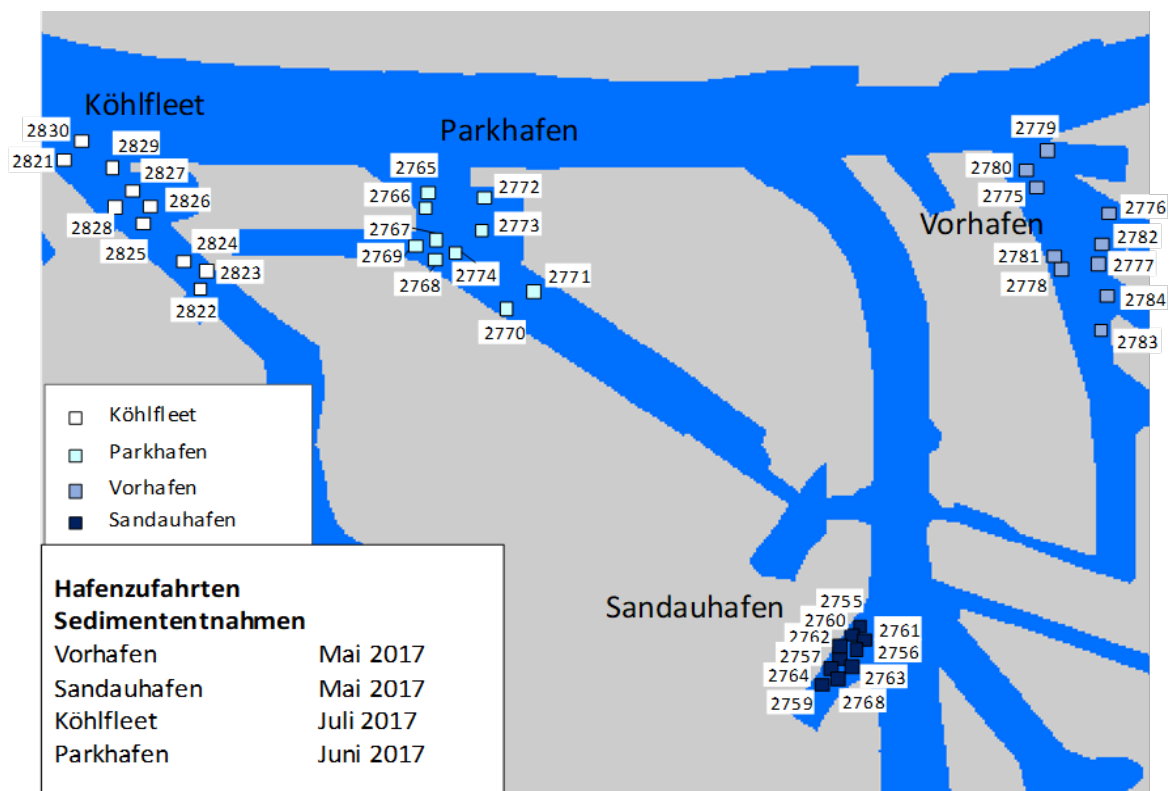


Abbildung 3-2 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer

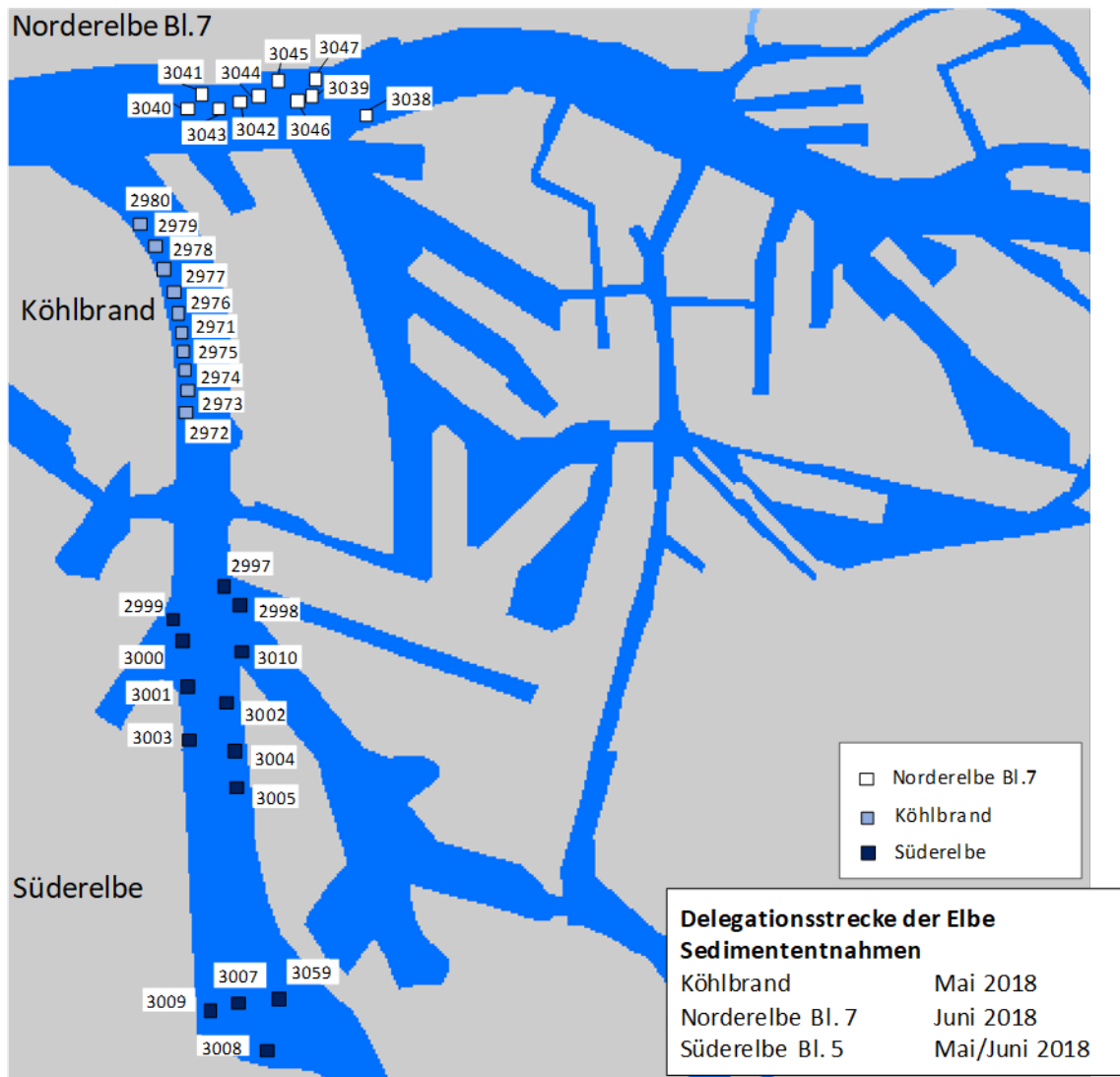


Abbildung 3-3 Probenahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 in den Teilbereichen der Delegationsstrecke

Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 - Probenahmepunkte

Im Jahr 2018 wurde im Zeitraum 25.06.2018 bis 23.12.2018 Material aus insgesamt drei Bereichen der Delegationsstrecke (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe Bl.5) entnommen und in die Nordsee verbracht. Aus der Süderelbe wurden gemäß Maßgabe 2.9 des Einvernehmens vom April 2016 jeweils 14, aus der Norderelbe Bl.7 und dem Köhlbrand je 10 Proben entnommen und entsprechend Maßgabe 2.8 nach den Anforderungen der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Belastung hin analysiert und bewertet. Die ökotoxikologischen Analysen erfolgten an jeweils 6, in der Süderelbe an 10 Einzelproben. Die Lage der jeweiligen Beprobungspunkte findet sich in Abbildung 3-3. In dem vierten Bereich der Delegationsstrecke, der Norderelbe Bl.6/Strandhafen wurde aufgrund der ökotoxikologischen Befunde keine Freigabe erteilt.

Im Jahr 2018 wurde zwischen dem 11.7.2018 und dem 14.8.2018, dem 10.09.2018 und dem 16.10.2018 sowie dem 25.10.2018 und dem 10.12.2018 gemäß der wasserrechtlichen Erlaubnis

vom 26.4.2016 aus den Bereichen der Landeshafengewässer Köhlfleet, Parkhafen, Rethe, Sandauhafen und Vorhafen Material in die Nordsee verbracht. Gemäß Auflage 2.8 und 2.9 der wasserrechtlichen Erlaubnis wurden in den Teilbereichen je 10 Proben entnommen (Abbildung 3-4) und nach den Vorgaben der GÜBAK (2009) auf ihre chemische Zusammensetzung hin analysiert und bewertet. Eine ökotoxikologische Einstufung wurde gemäß Auflage 2.9 an jeweils sechs Einzelproben pro Gebiet durchgeführt.

Damit liegen für das Jahr 2018 Ergebnisse von insgesamt drei Freigabeuntersuchungen aus der Delegationsstrecke und fünf Freigabeuntersuchungen aus den Hafenzufahrten vor. Ein Überblick über die chemischen Analysen findet sich in Tabelle A-10 bis Tabelle A-17. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Analysen sind in Tabelle A-25 und Tabelle A-26 dargestellt. Hierbei sind die drei Gebiete der Delegationsstrecke (Norderelbe Bl.7, Köhlbrand, Süderelbe Bl.5) sowie der fünf Hafenzufahrten (Köhlfleet, Parkhafen, Rethe, Sandauhafen und Vorhafen) jeweils getrennt aufgeführt.

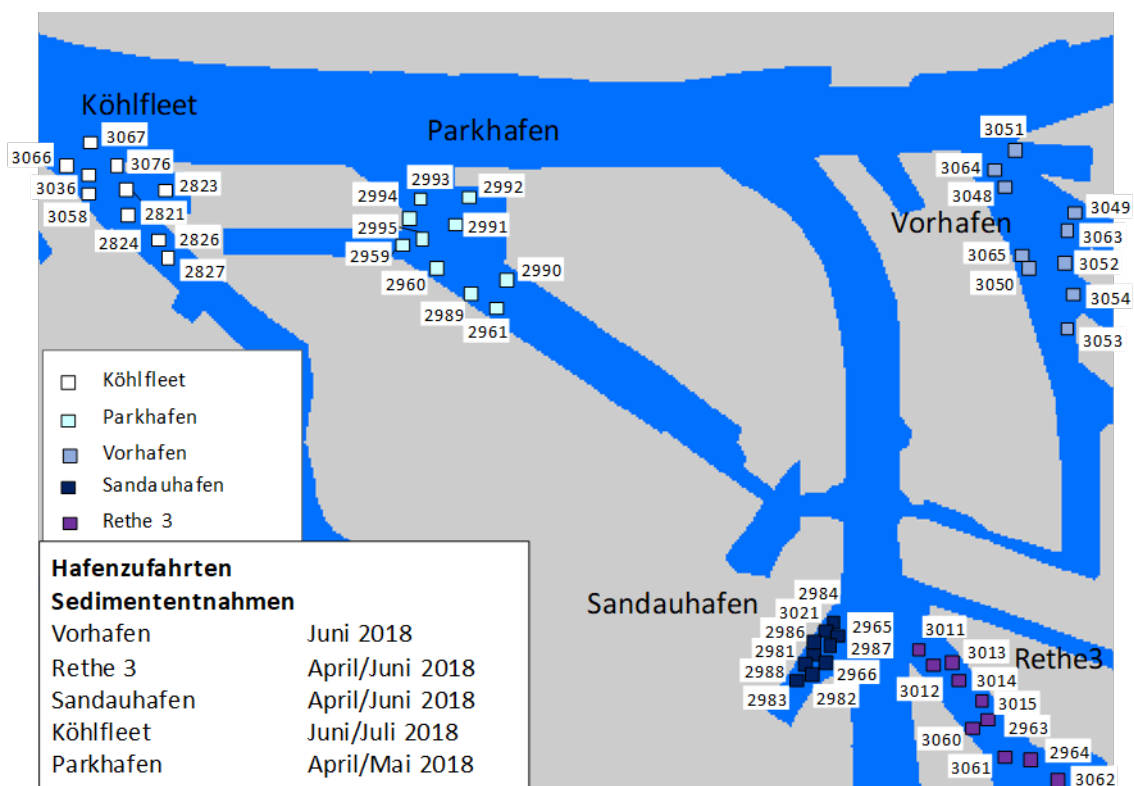


Abbildung 3-4 Probennahmepunkte der Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 in den Teilbereichen der Landeshafengewässer

3.1 Chemische Belastung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.11 (Einvernehmen): Die Schadstoff- und ökotoxikologische Belastung des zukünftig für die Einbringung vorgesehenen Baggerguts darf nicht höher sein als die des bisher ins Schlickfallgebiet zu Tonne E3 (entspricht Einbringbereich Ost gemäß Ziffer A 1) eingebrachten Sediments. Dazu dürfen die Sedimente aus den einzelnen Teilbereichen* nur dann eingebracht werden, wenn der arithmetische Mittelwert (Schwellenwert 1) ihrer jeweiligen chemischen Parameter sowie die jeweiligen ökotoxikologischen Wirkungen nicht statistisch signifikant höher ist als die entsprechenden arithmetischen Mittelwerte derselben Teilbereiche aus den Jahren 2005 bis 2015, d. h. es müssen z. B. im Baggerbereich Köhlbrand, die aktuellen Belastungswerte mit den dort vorangegangenen verglichen werden und entsprechendes jeweils bei den Baggerbereichen Süderelbe und Norderelbe. Darüber hinaus dürfen Sedimente nur dann eingebracht werden, wenn ihre Belastungen mit HCB, TBT sowie Summe 6 DDX und Metabolite die für den jeweiligen Teilbereich zwischen 2005 und 2015 ermittelten 90-Perzentil-Werte (Schwellenwert 2) nicht statistisch signifikant übersteigen. Sollten die Belastungen über den Schwellenwerten 1 und 2 liegen, wird das Material nicht eingebracht. ** Bei Belastungen der Sedimente aus den Teilbereichen der Stromelbe unterhalb der unteren Richtwerte der GÜBAK (RW1) sind die vorgenannten Abgleiche nicht erforderlich.

*Auflage 2.11 (Wasserrechtliche Erlaubnis): „aus den jeweiligen Landeshafengewässern“;

**Auflage 2.11 (Wasserrechtliche Erlaubnis): „In Bezug auf die vorgenannte Auflage werden folgende Baggerbereiche miteinander verglichen:

- Die Belastung von Sedimenten aus den Landeshafengewässern Köhlfleet und Köhlfleethafen, Parkhafen und Waltershofer Hafen, Vorhafen mit Kaiser-Wilhelm-Hafen, Südwesthafen und Hansahafen (d.h. Bestandteile des so genannten Sedimentationsraums A- s. Antragsunterlage Kap. 2.1) mit den entsprechenden Werten des bisher aus dem Bereich des Köhlbrands bei Tonne E3 verbrachten Baggerguts.
- Die Belastung von Sedimenten aus den Landeshafengewässern Sandauhafen und Rethe (d.h. Bestandteile des so genannten Sedimentationsraums B – s. Antragsunterlage Kap. 2.1) mit den entsprechenden Werten des bisher aus dem Bereich der Süderelbe bei Tonne E3 verbrachten Baggerguts.“

Die **arithmetischen Mittelwerte** der GÜBAK-Parameter aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe wurden mit den arithmetischen Mittelwerten der Freigabebeprobungen 2017 und 2018 in den Teilbereichen der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe und Norderelbe Bl.6/Strandhafen) und den Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) verglichen (Tabelle A-19 bis Tabelle A-20).

Sofern die Werte aus dem Jahr 2017 und 2018 sowohl oberhalb des RW1 der GÜBAK als auch oberhalb des Mittelwertes des jeweiligen Referenzwertes („Schwellenwert 1“) lagen, erfolgte eine statistische Prüfung. In beiden Jahren wurden in den jeweils 8 Freigabeuntersuchungen bei insgesamt 19 Prüfparametern jeweils 152 Mittelwerte mit den Referenzwerten verglichen. Im Jahr 2017 lagen 54 und im Jahr 2018 66 dieser Mittelwerte unter Richtwert 1. Von den verbleibenden 98 Werten im Jahr 2017 lagen 87 im arithmetischen Mittel unterhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 und 11 Werte darüber. Im Jahr 2018 lagen von den verbleibenden 85 Mittelwerte 83 niedriger als der jeweilige Referenz-Mittelwert der Delegationsstrecke und lediglich zwei Mittelwerte lagen höher. Eine statistische Prüfung ergab, dass die Überschreitung der 11 resp. zwei Mittelwerte in den beiden

Jahren jeweils nicht signifikant war (Ergebnis Tabelle A-19 und Tabelle A-20). Der Schwellenwert 1 nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 und bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 signifikant überschritten.

Das **90. Perzentil des Zeitraums 2005 bis 2015 der drei Parameter HCB, TBT und Summe 6 DDX** der Bereiche Köhlbrand, Köhlfleet und Parkhafen wird in den Jahren 2017 und 2018 von allen Einzelwerten unterschritten. In den Gebieten Norderelbe Bl. 6/Strandhafen und Süderelbe wird im Jahr 2017 das 90. Perzentil für Summe 6 DDX des jeweiligen Referenzgebietes an einem, im Vorhafen an zwei Messpunkten überschritten. Im Jahr 2018 wird nur in der Norderelbe Bl. 7 eine Überschreitung des 90. Perzentils der Summe 6 DDX aus 2005 bis 2015 an einem Messpunkt ermittelt. Überschreitungen des 90. Perzentil 2005 bis 2015 von Hexachlorbenzol werden in den Jahren 2017 und 2018 jeweils an einem Messpunkt festgestellt (Süderelbe Bl. 5 im Jahr 2017 und Sandauhafen im Jahr 2018). Damit werden bei 504 Einzelwerten im Vergleich insgesamt 7 Werte oberhalb des jeweiligen 90. Perzentils festgestellt. Diese Überschreitungen bewegen sich noch innerhalb der einfachen resp. der erweiterten Messunsicherheit und sind nach dem von der BfG vorgeschlagenen Verfahren (Anlage 1; BfG, 2020) nicht als signifikant zu werten. Der Schwellenwert 2 nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 und bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 signifikant überschritten.

Maßgabe 2.12: *Baggergut mit einer TBT-Belastung von über 300 µg OZK/kg darf nicht eingebracht werden.*

Belastungswerte im Baggergut von über 300 µg TBT (OZK)/kg wurden nicht ermittelt.

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.*

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringungen in den Jahren 2017 und 2018 ließen keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle resp. keine signifikante Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs erwarten. Die Freigabeuntersuchungen zeigten für keinen der chemischen und der ökotoxikologischen Belastungsparameter einen signifikanten Anstieg in Relation zum Referenzzeitraum 2005 bis 2015 (s. Kapitel 3.1 und 3.2). Insgesamt lagen in den Jahren 2017 und 2018 deutlich mehr Messwerte unterhalb des Mittels 2005 bis 2015, so dass von einer insgesamt geringeren Belastung des Materials im Vergleich zu den Vorjahren ausgegangen werden kann (Kapitel 3.1 und 3.2).

Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung in den Jahren 2017 und 2018 ist in Kapitel 4.3.3 (Ökotoxikologie) und Kapitel 4.7 (Bioakkumulation) dargestellt. Zu den Beprobungsterminen in beiden Jahren wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.3). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab für die Pfeffermuschel, die Wellhornschnecke und die Scholle bei den einzelnen chemischen Parametern keine signifikanten Unterschiede zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs im Vergleich zu den jeweiligen Referenzgebieten (Wellhornschnecke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Scholle 4.7.4). Bei der Kliesche (Kapitel 4.7.3) wurde in den Lebern im Jahr 2018 eine temporäre Anreicherung in Teilbereichen des Außengebiets für den Parameter op-DDD festgestellt. Eine Nachuntersuchung im Frühjahr 2019 an Klieschenlebern ergab keine maßgabenrelevanten Anreicherungen.

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für Maßgabe 2.11: Die Durchführung der statistischen Tests folgte einer Empfehlung der BfG (Anlage A-1 im Anhang; BfG 2020). Zum Vergleich der chemischen und der ökotoxikologischen Mittelwerte der Freigabe mit den Werten aus dem Referenzzeitraum wurde der Kruskal-Wallis-Test mit dem Post-Hoc-Test Nemenyi angewandt. Für die Prüfung, ob die Werte aus den Freigaben 2017 und 2018 das 90. Perzentil des Zeitraums 05-15 des jeweiligen Referenzbereichs signifikant überschritten haben, wurde die erweiterte Messunsicherheit der relevanten Parameter (TBT, HCB und Summe DDX) zugrunde gelegt (s. Anlage 1). Diese wurde zuvor gemäß HLOG (2002) aus verdeckten Doppelbestimmungen errechnet. Die statistischen Tests zur Prüfung der Einhaltung von Maßgabe 2.13: in der Nordsee sind im Kapitel 4.3.3 (Ökotoxikologie) und Kapitel 4.7 (Bioakkumulation) dargestellt.

a) Einordnung der Werte nach den Richtwerten der GÜBAK (2009)

Die chemischen Parameter der jeweils 8 Freigabeuntersuchungen aus den Jahren 2017 und 2018 sind in Tabelle A-2 bis Tabelle A-17 aufgeführt und nach den Richtwerten der GÜBAK (2009) eingestuft. Ein Überblick über die Mittelwerte der 8 Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2017 findet sich in Tabelle A-19 und aus dem Jahr 2018 in Tabelle A-20.

Die **in der < 20 µm-Fraktion analysierten Schwermetalle** liegen in den Jahren 2017 und 2018 in allen Gebieten durchgängig unterhalb des Richtwertes 2 (RW2) nach der GÜBAK (2009) (Tabelle A-2 bis A-17). Die Mittelwerte der Parameter Kupfer und Zink liegen alle zwischen Richtwert 1 (RW1) und Richtwert 2 (RW2). Auch die Mehrzahl der Mittelwerte der Parameter Quecksilber und Cadmium liegen zwischen RW1 und RW2. Bei einzelnen Freigaben unterschreiten jedoch die Mittelwerte den RW1 für Quecksilber (Köhlfleet 2018, Vorhafen 2018, Rethe 2018) bzw. für Cadmium (Norderelbe Bl.7 2018). Bei den Freigaben für Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017 und Köhlfleet 2018 unterschreiten hingegen alle Cadmiumwerte den RW1. Die Bleigehalte liegen bei der Mehrheit der Freigaben entweder im Mittel (Norderelbe Bl.7 2017, Süderelbe Bl.5 2017, Parkhafen 2017, Rethe 2018, Sandauhafen 2018) oder auch in allen Einzelwerten (Köhlbrand 2017, Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017, Köhlfleet 2017, Köhlbrand 2018, Norderelbe Bl.7 2018, Süderelbe Bl.5 2018, Köhlfleet 2018, Parkhafen 2018, Vorhafen 2018) unterhalb des RW1. Lediglich im Vorhafen 2017 und im Sandauhafen 2017 wird ein Mittelwert zwischen RW1 und RW2 festgestellt. Die Messwerte für Arsen, Chrom und Nickel unterschreiten durchgängig den RW1 nach der GÜBAK (2009).

Der in der **Gesamtfraktion bewertete Gehalt an TBT** liegt bei den 16 Freigabeuntersuchungen in allen Mittelwerten zwischen dem RW1 und dem RW2 der GÜBAK (2009). Überschreitungen des RW2 werden nicht festgestellt. Unterschreitungen des RW1 werden im Jahr 2017 nicht ermittelt, im Jahr 2018 hingegen bei einigen Einzelwerten festgestellt: Insgesamt sind 10 von 85 Einzelwerten kleiner oder gleich dem RW1 von 20.

Bei den übrigen, auf **die Fraktion < 63 µm normierten organischen Schadstoffen**, zeigen bei 10 der 16 Freigaben insgesamt vier Parameter eine Überschreitung des RW 2 im Mittelwert. Hierbei handelt es sich um pp-DDT, seine Metabolite pp-DDD und pp-DDE sowie Hexachlorbenzol (HCB). Insgesamt noch drei Überschreitungen werden bei Norderelbe Bl.7 2017 (pp-DDD, pp-DDE, HCB, aber nicht pp-DDT) sowie Süderelbe und Vorhafen 2018 (pp-DDD, pp-DDE, pp-DDT, aber nicht HCB) festgestellt. In den Freigaben Norderelbe Bl.7 2018 und Köhlfleet 2018 überschreiten noch zwei Parameter den RW 2 (pp-DDD und HCB für Norderelbe Bl.7 2018 und pp-DDD und pp-DDE für Köhlfleet 2017) und in der Freigabe Köhlfleet 2018 nur noch ein Parameter (pp-DDD). Da damit aber in allen Freigabeuntersuchungen mindestens einer der vier Parameter über dem RW2 liegt, wird weiterhin, wie auch in den vorangegangenen Jahren, **eine Falleinstufung der Sedimente aller Teilgebiete in den Fall 3 der GÜBAK (2009)** festgestellt.

Der Parameter PCB Summe 7 liegt bei allen 16 Freigabeuntersuchungen im Mittel zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK, während die Werte für γ -HCH den RW1 im Mittel (und mit Ausnahme eines Wertes auch in den Einzelwerten) durchgängig unterschreiten. Für α -HCH liegen die Mittelwerte von 10 Freigaben zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK, in 6 Freigaben liegen die Mittelwerte unter RW1 (Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017, Köhlfleet 2017 und 2018, Norderelbe Bl.7 2018, Vorhafen 2018, Rethe 2018). Der Parameter Pentachlorbenzol liegt im Mittel bei 12 von 16 der Freigabeuntersuchungen zwischen RW1 und RW2 der GÜBAK (2009), bei 4 Freigabeuntersuchungen auch unter oder direkt auf dem RW1 (Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017, Köhlbrand 2018, Norderelbe Bl.7 2018, Köhlfleet 2018).

Die Werte für PAK Summe 16 bewegen sich in den Freigabeuntersuchungen Norderelbe Bl.7 2017, Süderelbe 2017, Vorhafen 2017, Sandauhafen 2017, Norderelbe Bl.7 2018, Süderelbe 2018, Parkhafen 2018, Sandauhafen 2018 zwischen RW1 und RW2, während bei den Freigaben Köhlbrand 2017, Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017, Köhlfleet 2017, Parkhafen 2017, Köhlbrand 2018, Köhlfleet 2018, Vorhafen 2018 und Rethe 2018 die Mittelwerte direkt dem RW1 entsprechen oder diesen unterschreiten.

Der Parameter Kohlenwasserstoffe liegt in 14 der 16 Freigabeuntersuchungen im Mittel unter RW1. Lediglich in der Untersuchung Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017 und Sandauhafen 2017 wird ein Wert zwischen RW1 und RW2 erreicht.

b) Prüfung der Voraussetzungen nach dem Einvernehmen / der wasserrechtlichen Erlaubnis (Maßgabe resp. Auflage 2.11 in Verbindung mit Maßgabe resp. Auflage 2.15)

Die nach Maßgabe 2.15 durchzuführenden statistischen Prüfungen wurden so durchgeführt wie von der BfG vorgeschlagen. Das entsprechende Prüfverfahren ist im Anhang in Anlage A-1 aufgeführt.

Die arithmetischen Mittelwerte der jeweils 9 Freigabeuntersuchungen der Teilgebiete Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus den Jahren 2005 bis 2015, die für den Vergleich der Mittelwerte aus dem Jahr 2017 und 2018 nach Maßgabe 2.11 benötigt werden, sind im Anhang in Tabelle A-18 aufgeführt.

In Tabelle A-19 werden diese Werte denen der Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2017 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3-5). In Tabelle A-20 erfolgt die Gegenüberstellung der Werte des Referenzzeitraums zu denen aus dem Jahr 2018. Hierbei werden nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens die Teilgebiete der Stromelbe Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Jahr 2017 und aus dem Jahr 2018 mit den Daten des entsprechenden Vergleichsgebietes aus 2005 bis 2015 verglichen. Das Gebiet der Stromelbe Norderelbe Bl.6/Strandhafen, für das keine Vergleichsdaten aus den Jahren 2005 bis 2015 vorliegen, wird aufgrund seiner räumlichen Lage und sedimentologischen Zusammensetzung dem Gebiet Köhlbrand gegenübergestellt.

Die Hafenzufahrten Rethe und Sandauhafen, die in unmittelbarer räumlicher Nähe zum Gebiet Süderelbe liegen, werden gemäß Auflage 2.11 der wasserrechtlichen Erlaubnis mit den Vergleichsdaten der Süderelbe aus 2005 bis 2015 abgeglichen. Die Hafenzufahrten Köhlfleet, Parkhafen und Vorhafen werden hingegen mit den Daten aus dem Gebiet Köhlbrand abgeglichen.

Zu prüfen ist nach Maßgabe 2.11 zunächst, ob die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen der Teilgebiete aus dem Jahr 2017 und aus dem Jahr 2018 signifikant höher sind als die jeweiligen Vergleichswerte aus den Jahren 2005 bis 2015, sofern diese oberhalb des RW1 der GÜBAK (2009) liegen. Das Ergebnis dieser Prüfung ist in Tabelle A-19 und Tabelle A-20 aufgeführt.

Da die GÜBAK (2009) insgesamt 19 Prüfparameter vorsieht und sowohl im Jahr 2017 als auch im Jahr 2018 jeweils 8 Freigabeuntersuchungen vorliegen, ergeben sich hierbei pro Jahr 152 Einzelvergleiche.

Die Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2017 weisen für 54 dieser 152 Mittelwerte Werte unterhalb des RW1 auf. Von den verbleibenden 98 Werten liegen 87 im arithmetischen Mittel unterhalb der jeweiligen Referenz-Mittelwerte der drei Delegationsstreckengebiete aus 2005 bis 2015 und 11 Werte liegen darüber (Tabelle A-19, Abbildung 3-5). Da damit im Jahr 2017 deutlich mehr Messwerte unterhalb des Mittels aus 2005 bis 2015 liegen als darüber, ist die Belastung im Jahr 2017 im Vergleich zu den Vorjahren insgesamt als geringer zu bezeichnen. Dies ist vermutlich auf das niedrige Oberwasser im Jahr 2017 und den damit verbundenen hohen Schwebstoffeintrag von Unterstrom zurückzuführen (s. Kapitel 2).

Für die 11 Mittelwerte, die höher liegen als die Referenz-Mittelwerte der Jahre 2005-2015 der entsprechenden Vergleichsgebiete, wurde von der BfG die im Einvernehmen geforderte statistische Prüfung durchgeführt (Testverfahren: Kruskal-Wallis-Test mit Post-Hoc Nemenyi, Erläuterung s. Anlage 1). In allen Fällen (Abbildung 3-5) wurde zwischen dem Wert aus dem Jahr 2017 und dem jeweiligen Referenzwert der Jahre 2005 bis 2015 kein signifikanter Unterschied ermittelt (Tabelle A-19).

Im Jahr 2018 wurden für 66 Mittelwerte der 152 eine Unterschreitung des RW1 ermittelt. Von den verbleibenden 85 Mittelwerten lagen 83 niedriger als der jeweilige Referenz-Mittelwert der Delegationsstrecke und lediglich zwei Mittelwerte lagen höher (Tabelle A-20, Abbildung 3-5). Auch in diesen beiden Fällen lagen die Mittelwerte aus dem Jahr 2018 nicht signifikant höher als der Referenzmittelwert der Jahre 2005 bis 2015. Der Schwellenwert 1 nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 und bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 signifikant überschritten.

In den beiden Teilgebieten mit den höchsten Baggergutvolumina Köhlbrand und Süderelbe Bl. 5 wurden in beiden Jahren mit 10 resp. 14 Proben in der Freigabe weniger Proben entnommen als nach der GÜBAK für das entsprechende Volumen (hier: Laderaumvolumen) empfohlen wird (für Details s. Kasten zu Beginn dieses Kapitels). Im Jahr 2017 gilt dies auch für das Gebiet Norderelbe Bl. 7.

Im Verlauf der Baggerperiode Sommer bis Herbst 2017 wurden in den Gebieten Köhlbrand, Norderelbe Bl. 7 und Süderelbe jeweils noch zusätzlich 3 Proben entnommen und chemisch analysiert, um die Entwicklung der Schadstoffgehalte über die Zeit zu verfolgen („Verlaufproben“). Im Zeitraum Sommer bis Herbst 2018 wurden im Köhlbrand ebenfalls 3 und in der Süderelbe 4 Proben entnommen. Auch mit diesen zusätzlichen Proben wird die geforderte Anzahl im Köhlbrand 2017, Norderelbe Bl.7 2017 und Köhlbrand 2018 mit jeweils 13 statt 16 Proben weiterhin unterschritten, während im Gebiet Süderelbe im Jahr 2017 dann 17 und im Jahr 2018 dann 18 Analysen vorliegen und die geforderte Mindestanzahl von 16 damit überschritten wird. Bei gut bekannten und gut durchströmten Bereichen, wie sie hier ja vorliegen, kann von den Empfehlungen der GÜBAK hingegen auch nach unten abgewichen werden. Zudem erfolgen Freigaben nach GÜBAK, abweichend von den Vorgaben der hier vorliegenden Zulassungen, in häufig gebaggerten Bereichen in der Regel auch nicht jährlich. Damit wäre auch ohne die Hinzuziehung der zusätzlichen Proben nach Ansicht der HPA die Beprobungsstrategie im Grundsatz immer noch als GÜBAK-konform anzusehen. Dennoch wird im Folgenden die Mittelwertsprüfung auch unter Hinzuziehung der Verlaufproben in den entsprechenden Bereichen betrachtet.

In Tabelle A-21 und Tabelle A-22 sind sowohl die Mittelwerte der Verlaufproben 2017 und 2018 als auch die Gesamt-Mittelwerte aus allen Freigabeproben und den Verlaufproben in Relation zu den Referenzwerten aus 2005 – 2015 aufgeführt. Die Verlaufproben liegen im Mittel bei den

Werten, die sich oberhalb des RW1 befinden, fast alle unterhalb des Mittelwerts der Freigabebe-
 probung. Lediglich die Mittelwerte der Verlaufsprouben für PCB Summe 7 aus dem Köhlbrand aus
 beiden Jahren, aus Hexachlorbenzol aus der Norderelbe Bl.7 aus 2018 und die TBT-Werte aus
 2018 aus der Süderelbe Bl.5 liegen darüber. Aber auch in diesen Fällen liegen sowohl Mittelwerte
 der Verlaufsprouben als auch Gesamt-Mittelwerte aus den Freigabebeprouben und den Ver-
 laufsprouben zusammen unterhalb der Referenzwerte aus 2005 – 2015 (Tabelle A-21 und A-22).

Wenn die Werte der Verlaufsprouben in die Bewertung einbezogen werden, wird der Schwellen-
 wert 1 nach Maßgabe 2.11 damit bei keinem Parameter signifikant überschritten. Auch bei der
 Einbeziehung dieser zusätzlichen Prouben in die Freigabeuntersuchungen der Gebiete Köhlbrand
 und Süderelbe Bl. 5 und der Norderelbe Bl.7 aus den Jahren 2017 und 2018 wird die Mittelwerts-
 bedingung nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens folglich eingehalten.

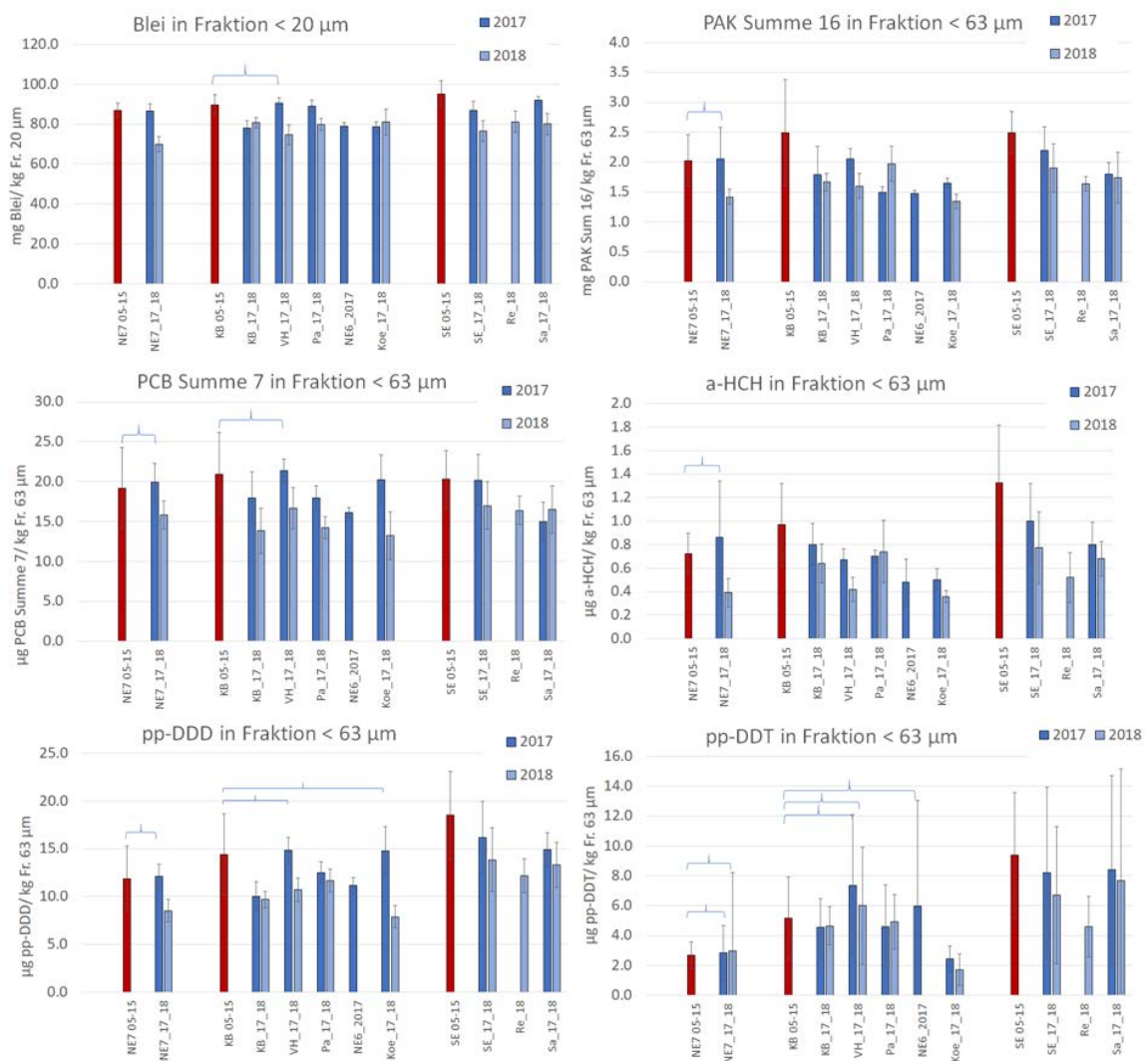


Abbildung 3-5 Mittelwerte der Freigaben 2017 und 2018 (blaue Balken) in Relation zum Referenzzeitraum (rote Balken). NE7 = Norderelbe Bl.7, KB = Köhlbrand, SE Bl.5 = Süderelbe Bl. 5, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, Re = Rethe, Sa = Sandauhafen. Fehlerbalken geben Standardabweichung an. Klammern geben Überschreitung der Mittelwerte des Referenzzeitraums an.

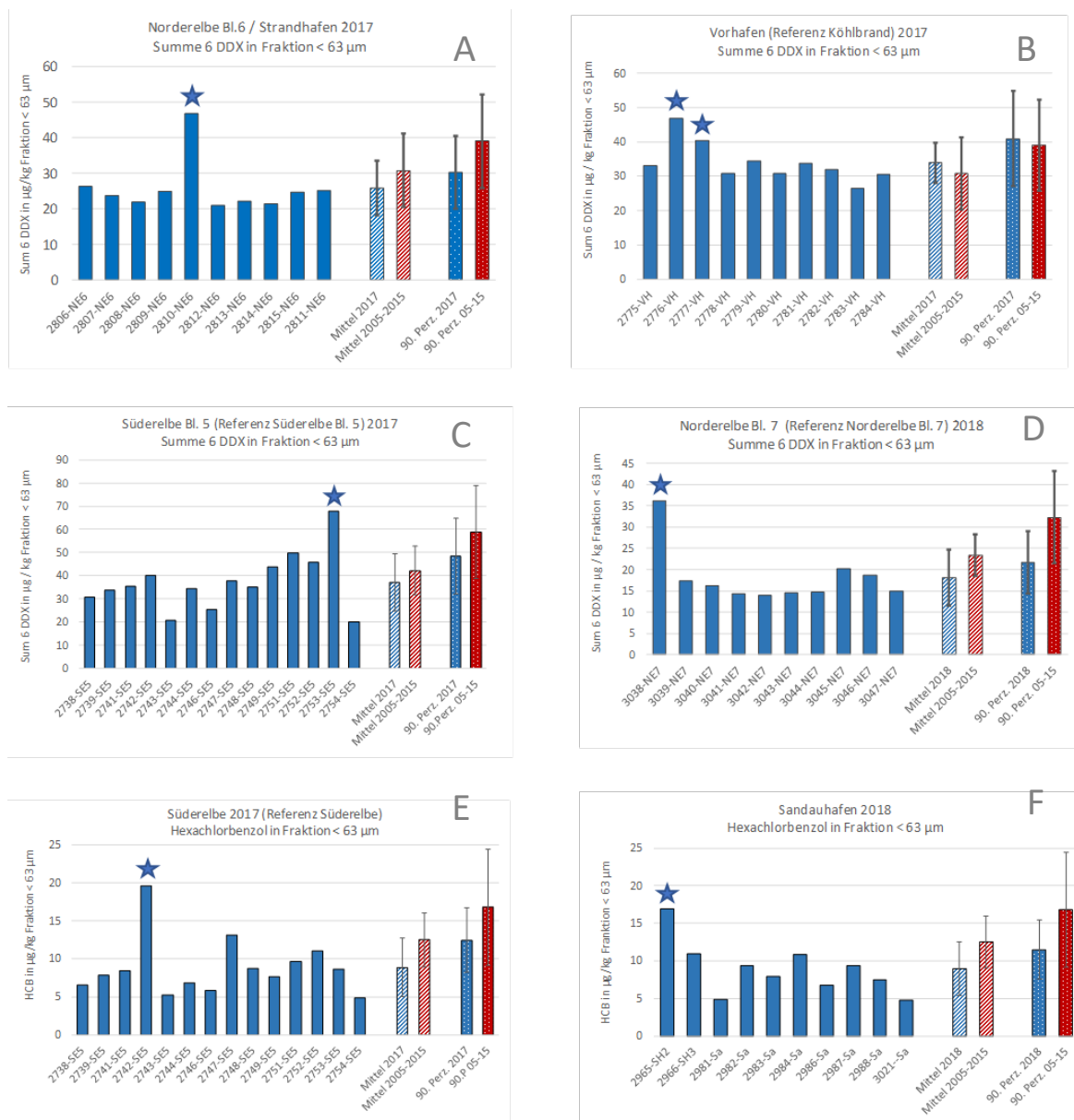


Abbildung 3-6 Einzelwerte der Freigaben aus den Bereichen Norderelbe Bl.6/Strandhafen 2017 (Summe 6 DDX, A), Vorhafen 2017 (Hexachlorbenzol, B), Süderelbe Bl. 5 2017 (Summe 6 DDX, C und Hexachlorbenzol, E), Norderelbe Bl.7 2018 (Summe 6 DDX, D) und Sandauhafen 2018 (Hexachlorbenzol, F) in Relation zu den Mittelwerten und dem 90. Perzentil der jeweiligen Freigabe und des Referenzzeitraums 2005-2015. Balken der Mittelwerte geben Standardabweichung an. Balken des 90. Perzentils geben die erweiterte Messunsicherheit an. Sternchen bezeichnen Überschreitungen des 90. Perzentils aus 2005-2015.

In einem zweiten Prüfschritt soll nach Maßgabe 2.11 ermittelt werden, ob die Einzelwerte der Parameter Hexachlorbenzol, TBT sowie DDT und Metabolite (Summe 6 DDX) die in den Teilbereichen Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe im Zeitraum 2005 bis 2015 ermittelten 90-Perzentil-Werte statistisch signifikant übersteigen. Die Werte des 90. Perzentil und die Maximalwerte sowie die zweithöchsten Werte der Freigaben aller Teilbereiche aus den Jahren 2017 und 2018 dieser drei Parameter sind in Tabelle A-23 aufgeführt und den Werten des 90. Perzentil der

drei Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3-6). Als Signifikanzkriterium gilt nach dem von der BfG zur Prüfung vorgeschlagenen Verfahren die erweiterte Messunsicherheit dieser Parameter, die ihrerseits aus Doppelbestimmungen ermittelt wurde (Tabelle A-23, Anlage A-1 (BfG)).

Im Jahr 2017 wurde das 90. Perzentil 2005-2015 des Referenzgebietes Köhlbrand für die Summe 6 DDX im Teilgebiet Norderelbe Bl.6 / Strandhafen an einem Messpunkt und im Vorhafen an zwei Messpunkten überschritten (Abbildung 3-6 A, Abbildung 3-6 B). Im Teilgebiet Süderelbe Bl.5 wurde im Jahr 2017 eine Überschreitung des 90. Perzentils aus den Jahren 2005-2015 für die Summe 6 DDX (Abbildung 3-6 C) und für Hexachlorbenzol (Abbildung 3-6 E) an jeweils einem Messpunkt ermittelt. Die Überschreitung der Summe 6 DDX aus Norderelbe Bl.6 / Strandhafen sowie eine der beiden aus dem Vorhafen liegen noch innerhalb der erweiterten und die übrigen drei innerhalb der einfachen Messunsicherheit. Sie sind damit nach dem von der BfG vorgeschlagenen Verfahren (Anlage 1) alle fünf als nicht signifikant zu werten. In den übrigen fünf Teilgebieten (Norderelbe Bl.7, Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen, Sandauhafen) liegen im Jahr 2017 alle Einzelwerte an Hexachlorbenzol und Summe 6 DDX unterhalb des 90. Perzentils der Werte aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 der Vergleichsgebiete (Tabelle A-23).

Im Jahr 2018 wurden lediglich zwei Überschreitungen des 90. Perzentils der Werte 2005 -2015 des jeweiligen Referenzgebietes ermittelt: Eine in der Norderelbe Bl. 7 für die Summe 6 DDX (Abbildung 3-6 D) und eine im Sandauhafen für Hexachlorbenzol (Abbildung 3-6 F). Beide liegen innerhalb der einfachen Messunsicherheit und sind damit nach dem von der BfG vorgeschlagenen Verfahren (Anlage 1) als nicht signifikant zu werten. In den übrigen sechs Teilgebieten (Köhlbrand, Süderelbe Bl.5, Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe) liegen im Jahr 2018 alle Einzelwerte an Hexachlorbenzol und Summe 6 DDX unterhalb des 90. Perzentils der Werte aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 der Vergleichsgebiete (Tabelle A-23).

Das 90. Perzentil der TBT-Werte aus 2005 bis 2015 der jeweiligen Vergleichsgebiete wird in beiden Jahren von keinem der 168 Einzelwerte in den insgesamt 16 Freigabeuntersuchungen überschritten (Tabelle A-23). Da die Belastung mit TBT seit 2005 im Bereich des Hamburger Hafens real zurückgegangen ist (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2015), ist dieses Ergebnis auch zu erwarten.

Der Schwellenwert 2 nach Maßgabe 2.11 wird damit also bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2017 und bei keiner der 8 Freigabeuntersuchungen im Jahr 2018 signifikant überschritten.

3.2 Ökotoxikologische Wirkung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.11: *Text s. Kapitel 3.1*

Im Jahr 2017 wurde sowohl die limnische als auch die marine Testpalette durchgeführt. Ab dem Jahr 2018 wurde nach Abstimmung mit der AG Monitoring im Dezember 2017 nur noch die marine Testpalette angewandt, da diese als ausreichend bei einer Untersuchung für eine Verbringung in den marinen Bereich hinein angesehen werden kann.

Die arithmetischen Mittelwerte der marinen Toxizitätsklasse der Bereiche Köhlbrand, Norderelbe Bl.7 und Süderelbe 2005-2015 wurden im Jahr 2017 und im Jahr 2018 den arithmetischen Mitteln der Freigabebeprobungen aus der Stromelbe (Köhlbrand, Norderelbe Bl.7, Süderelbe und Norderelbe Bl.6/Strandhafen) und den Landeshafengewässern (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Rethe und Sandauhafen) gegenübergestellt (Tabelle A-26). Im Jahr 2017 erfolgte die Gegenüberstellung auch noch mit der limnischen Testpalette.

Die Mittelwerte der Freigaben 2017 in den Gebieten Köhlbrand, Parkhafen, Köhlfleet, Süderelbe und Sandauhafen lagen mit der marinen und mit der limnischen Testpalette niedriger als im Referenzzeitraum 2005-2015. In den Gebieten Norderelbe Bl.6/Strandhafen und Vorhafen lagen die arithmetischen Mittelwerte der limnischen und marinen Testpalette und in der Norderelbe Bl.7 nur die der marinen Palette zwar oberhalb der Referenzwerte aus dem Köhlbrand 2005-2015, die Differenz war jedoch nicht signifikant (s. Maßgabe 2.1, Abbildung 3-7, Abbildung 3-8).

Im Jahr 2018 wurden in den Gebieten Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Norderelbe Bl.7, Rethe und Sandauhafen mit der marinen Testpalette niedrigere Mittelwerte als im Referenzzeitraum 2005-2015 festgestellt. In den Gebieten Köhlbrand und Süderelbe Bl.5 lagen die Werte zwar höher, diese Differenz war jedoch nicht signifikant (Tabelle A-26, Abbildung 3-9).

In der Norderelbe Bl.6/Strandhafen wurde im Jahr 2017 im hinteren Liegeplatz ein Wert von pT5 ermittelt. Dieser hintere Liegeplatz wurde daher von der Verbringung ausgenommen.

Maßgabe 2.13: *Text s. Kapitel 3.1*

Die Beprobung des Baggergutes vor Beginn der Verbringung in den Jahren 2017 und 2018 ließ keine ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an der Einbringstelle erwarten. Die Freigabeuntersuchungen zeigten für die ökotoxikologischen Belastungsparameter keinen signifikanten Anstieg in Relation zum Referenzzeitraum 2005 bis 2015.

Die Mittelwerte der Freigaben 2017 und 2018 lagen in den Teilgebieten größtenteils niedriger als die jeweiligen Referenzmittelwerte der Jahre 2005 bis 2015. Sofern sie höher lagen, war diese Differenz jedoch nicht signifikant (s. Maßgabe 2.11, oben).

Die Überprüfung der Einhaltung dieser Bedingung im Jahr 2017 und im Jahr 2018 ist in Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie Nordsee) dargestellt. Zu den Beprobungsterminen in den Jahren 2017 und 2018 wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.2).

Maßgabe 2.14: *Unabhängig davon darf Baggergut mit einer hohen und sehr hohen Toxizität, d. h. pT-Werten von 5 und 6, nicht eingebracht werden.*

In der Norderelbe Bl.6/Strandhafen wurde im Jahr 2017 im hinteren Liegeplatz ein Wert von pT5 ermittelt. Dieser hintere Liegeplatz wurde daher von der Verbringung ausgenommen. Darüber hinaus wurden keine pT-Werte von 5 und von 6 ermittelt.

Maßgabe 2.15: Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen

Zur Signifikanzprüfung nach Maßgabe 2.11 wurde der Kruskal-Wallis-Test mit dem Post-Hoc-Test Nemenyi durchgeführt (s. Tabelle A-26). Für Maßgabe 2.13 s. dort sowie Kapitel 4.3.2 (Ökotoxikologie Nordsee)

Zur Prüfung der ökotoxikologischen Wirkung von schadstoffbelasteten Sedimenten werden ökotoxikologische Tests durchgeführt. Dabei werden Mikroorganismen aus verschiedenen taxonomischen Gruppen und Trophieebenen entweder im Kontakttest direkt dem Sediment oder - in den meisten Fällen - dem Eluat oder / und Porenwasser der Sedimente ausgesetzt. Im Testansatz wird dann geprüft, ob und inwieweit die Organismen beeinträchtigt werden.

Zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die unterschiedlichen Modellorganismen wird die von einer Umweltprobe ausgehende Toxizität dadurch charakterisiert, wievielfach eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr signifikant toxisch wirkt. Angegeben wird dieses als pT-Wert (pT 0 = unverdünnt bis pT 6 = mindestens sechsmal verdünnt). Werden mehrere Biotestverfahren eingesetzt, wird die Toxizitätsklasse der Umweltprobe durch den höchsten pT-Wert bestimmt. Diese Bewertung kann nur bei den Tests angewandt werden, bei denen mit Verdünnungsreihen gearbeitet wird.

Gemäß des von der BfG entworfenen Monitoringprogramms werden an den zur Verbringung vorgesehenen Sedimenten der marine Algentest und der Leuchtbakterientest jeweils am Porenwasser und am Eluat angewendet (marine Testpalette). Bis 2017 einschließlich wurde auch die limnische Testpalette angewandt. Diese umfasst den limnischen Algentest, den Leuchtbakterientest und den Daphnientest jeweils am Porenwasser und am Eluat. Der Leuchtbakterientest ist für limnische und marine Proben nahezu identisch und muss daher nicht doppelt ausgeführt werden. Die Durchführung unterscheidet sich lediglich durch den Zeitpunkt des Aufsalzens im Eluat (vor oder nach der Elution). Im vorliegenden Fall wurde im Jahr 2017, wie auch in den Jahren zuvor, die limnische Testvariante durchgeführt. Ab dem Jahr 2018, in dem nur die marine Testpalette angewandt wurde, wurde daher auch die marine Version des Leuchtbakterientestes durchgeführt.

Zur marinen Testbatterie zählen damit vier Testverfahren (marine Algen, Leuchtbakterien, jeweils Porenwasser und Eluat) und zur limnischen sechs (limnische Algen, Leuchtbakterien, Daphnien, jeweils Porenwasser und Eluat). Der höchste der vier resp. sechs pT-Werte bestimmt die Klasseneinstufung.

a) Einordnung der pT-Werte im System der ökotoxikologischen Belastungsklassen

In den Jahren 2017 und 2018 wurden insgesamt jeweils 52 Sedimentproben ökotoxikologisch untersucht. Eine detaillierte Auflistung der pT-Werte, die in den verschiedenen Biotesten ermittelt wurden, sowie der resultierenden Klasseneinstufungen der Freigabeuntersuchungen ist im Anhang in Tabelle A-24 und Tabelle A-25 angegeben. Hierbei liegen für das Jahr 2017 sowohl limnische als auch marine Einstufungen vor, für das Jahr 2018 hingegen nur marine (siehe oben). In Tabelle A-26 und in Abbildung 3-7 bis Abbildung 3-9 sind die arithmetischen Mittelwerte der Klassen der marinen und der limnischen Testbatterie aus dem Jahr 2017 sowie die Mittelwerte der marinen Testbatterie aus dem Jahr 2018 den Referenzwerten aus 2005-2015 gegenübergestellt.

Die Spanne der in den Testverfahren ermittelten pT-Werte reicht von pT0 (nicht toxisch) bis zu pT4 (toxisch) (Tabelle A-24 und Tabelle A-25). In einer Probe im Strandhafen wurde im Jahr 2017 auch ein Wert von pT5 (hoch toxisch) festgestellt. Der Bereich, aus dem diese Proben entnommen

wurden, wurde von der Verbringung ausgenommen (s. unten). Ein pT-Wert von pT6 (sehr hoch toxisch) wurde in keiner der Proben festgestellt.

Im Jahr 2017 wird mittels der marinen Testbatterie die Klasse I (sehr gering toxisch) am häufigsten ermittelt, gefolgt von den Klassen 0 (nicht toxisch) und II (gering toxisch). Die Klassen III (mäßig toxisch) und IV (toxisch) werden in 7 resp. 5 % der Fälle ermittelt (Tabelle A-24). Die höchste Einstufung kommt durch den Leuchtbakterientest im Porenwasser zustande, gefolgt vom marinen Algentest im Porenwasser. Die Tests an Eluaten ergeben größtenteils niedrigere Werte.

Bei der Ermittlung der limnischen Toxizitätsklasse ist die häufigste Klasse die Klasse III (mäßig toxisch), gefolgt von Klasse II (gering toxisch). Die Klassen I (sehr gering toxisch) und IV (toxisch) werden deutlich seltener ermittelt, die Klassen 0 und V jeweils nur ein Mal. Die höchste Einstufung kommt hier durch den limnischen Algentest im Porenwasser und Eluat zustande, gefolgt vom Leuchtbakterientest im Porenwasser.

Die Spanne der arithmetischen Klassenmittel reicht für die marine Testbatterie von 0,2 (Köhlbrand) bis 2,7 (Vorhafen) und für die limnische Testbatterie von 0,8 (Köhlbrand) bis 3,4 (Norderelbe Bl.6 / Strandhafen).

Im Jahr 2018 wird mittels der marinen Testbatterie die Klasse II (gering toxisch) am häufigsten ermittelt, gefolgt von der Klasse I (sehr gering toxisch). Die Klassen III (mäßig toxisch) und IV (toxisch) und 0 (nicht toxisch) werden noch in 10 bis 14 % der Fälle ermittelt (Tabelle A-25). Die Klassen V (hoch toxisch) und VI (sehr hoch toxisch) werden an keiner der Proben festgestellt. Die höchste Einstufung kommt durch den Leuchtbakterientest im Porenwasser zustande, gefolgt vom marinen Algentest im Porenwasser. Die Tests an Eluaten ergeben größtenteils niedrigere Werte.

Die Spanne der arithmetischen Klassenmittel reicht für die marine Testbatterie von 1,0 (Köhlfleet) bis 2,9 (Süderelbe Bl.5).

b) Prüfung der Voraussetzungen nach dem Einvernehmen / der wasserrechtlichen Erlaubnis (Maßgabe resp. Auflage 2.11 in Verbindung mit Maßgabe resp. Auflage 2.15)

Gemäß Einvernehmen resp. wasserrechtlicher Erlaubnis darf die ökotoxikologische Belastung des für die Einbringung vorgesehenen Baggerguts nicht höher sein als die des bisher ins Schlickfallgebiet zu Tonne E3 verbrachten Sediments. Hierbei dürfen die aktuellen Belastungen der jeweiligen Freigabeuntersuchungen in den einzelnen Gebieten im Jahr 2017 resp. im Jahr 2018 nicht statistisch signifikant höher sein als die arithmetischen Mittelwerte der ökotoxikologischen Wirkungen der Teilbereiche Köhlbrand, Süderelbe und Norderelbe Bl.7 aus dem Zeitraum 2005 bis 2015. Die arithmetischen Mittelwerte der Freigabeuntersuchungen aus dem Jahr 2017 und 2018 sind im Anhang in Tabelle A-26 aufgeführt und den Referenzmittelwerten aus den Jahren 2005 – 2015 gegenübergestellt (s. auch Abbildung 3-7 bis Abbildung 3-9).

Marine und Limnische Testbatterie 2017: Aus dem Jahr 2017 liegen 8 Freigabeanalysen vor, die nach den Bedingungen des neuen Einvernehmens aus dem Jahr 2016 geprüft wurden. In fünf der 8 Gebiete liegen die Werte sowohl mit der marinen als auch mit der limnischen Testbatterie unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005 – 2015 (Köhlbrand, Köhlfleet, Parkhafen, Süderelbe Bl.5, Sandauhafen; Abbildung 3-7, Abbildung 3-8).

Im Gebiet Norderelbe Bl.6/ Strandhafen wurde ein Wert von pT5 in einer Probe ermittelt. Die Einstufung dieser Probe beruhte auf dem Ergebnis des limnischen Algentests im Porenwasser. Die übrigen ökotoxikologischen Testergebnisse dieser Probe lagen mit pT3 (mariner Algentest Porenwasser), pT2 (Leuchtbakterientest im Porenwasser und Eluat, limnischer Algentest Eluat), pT1 (mariner Algentest Eluat, Daphnientest Porenwasser) sowie pT0 (Daphnientest Eluat) niedriger.

Die Probe wurde dem hinteren Liegeplatz des Teilgebietes entnommen. Dieser wurde aufgrund der ökotoxikologischen Einstufung gemäß Maßgabe 2.14 von der Verbringung zur Tonne E3 ausgenommen.

Die Mittelwerte aus dem Vorhafen und aus der Norderelbe Bl.6/Strandhafen (ohne den hinteren Liegeplatz, s. oben) lagen im Jahr 2017 sowohl bei der marinen als auch bei der limnischen Testbatterie oberhalb der Werte des Referenzzeitraums 2005-2015, so dass eine statistische Prüfung erforderlich wurde. Im Gebiet Norderelbe Bl.7 lag der Mittelwert der marinen Testpalette oberhalb der Werte aus dem Referenzzeitraum 2005-2015, der Mittelwert der limnischen Testbatterie jedoch darunter (Abbildung 3-8). In der Summe liegen damit 11 Mittelwerte niedriger (5 marine Batterie, 6 limnische Batterie) und 5 höher (3 marine Batterie, 2 limnische Batterie), so dass hier eine statistische Prüfung durchgeführt werden musste. Diese ergab, dass die Differenz zum Referenzmittelwert jeweils nicht signifikant war (Tab. A-26).

Marine Testbatterie 2018: Im Jahr 2017 wurde sowohl die limnische als auch die marine Testpalette durchgeführt. Ab dem Jahr 2018 wurde nach Abstimmung mit der AG Monitoring im Dezember 2017 nur noch die marine Testpalette angewandt, da diese als ausreichend bei einer Untersuchung für eine Verbringung in den marinen Bereich hinein angesehen werden kann.

Von den Mittelwerten der 8 nach dem Einvernehmen aus dem Jahr 2016 durchgeführten Freigabeuntersuchungen liegen die Werte aus 6 Gebieten unterhalb der Mittelwerte aus dem Referenzzeitraum 2005-2015 (Köhlfleet, Parkhafen, Vorhafen, Norderelbe Bl.7, Sandauhafen, Rethe), während die Mittelwerte aus den Gebieten Köhlbrand und Süderelbe Bl. 5 darüber liegen (Abbildung 3-), Tabelle A-26). Eine statistische Prüfung ergab, dass die Differenz in diesen beiden Gebieten jeweils nicht signifikant war (Tabelle A-26).

Zusammenfassend ergibt sich, dass die Vorgaben nach dem Einvernehmen resp. der wasserrechtlichen Erlaubnis in Bezug auf die ökotoxikologischen Testverfahren in allen Freigabeuntersuchungen eingehalten werden.

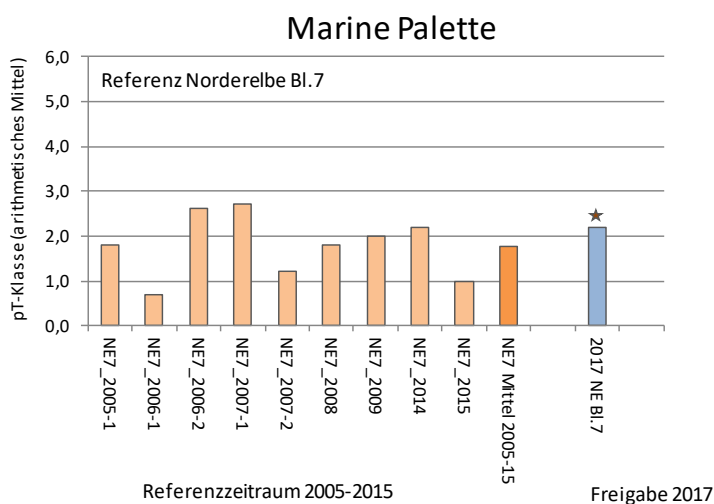
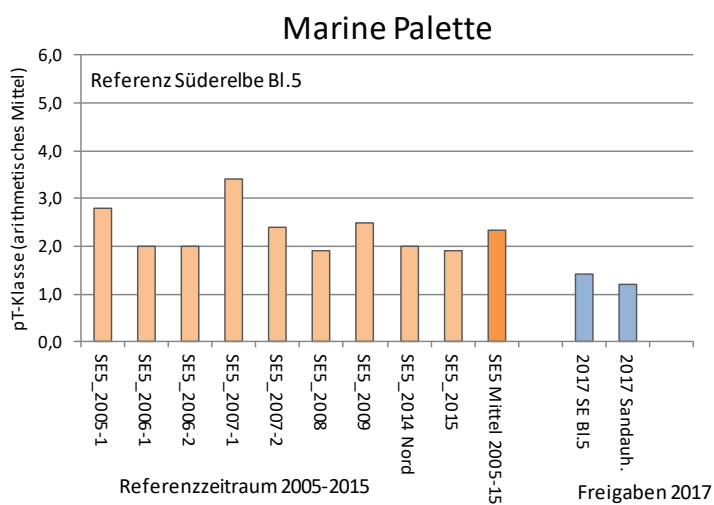
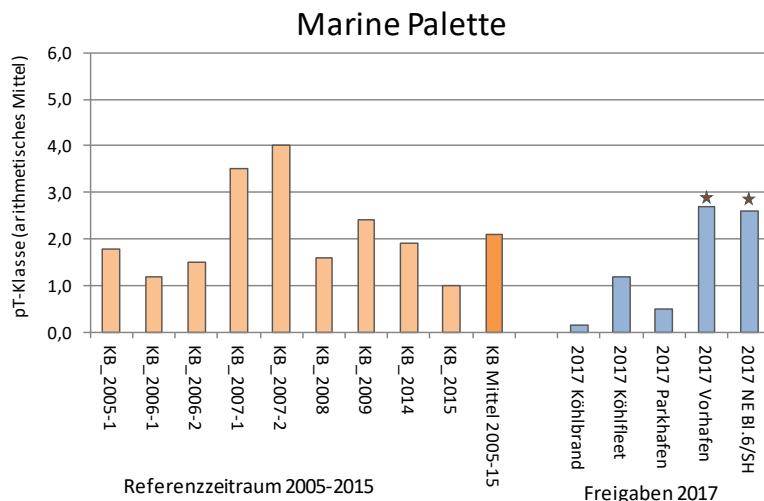


Abbildung 3-7 Mittelwerte der Freigaben der marinen Testpalette für den Referenzzeitraum 2005-2015 sowie das Gesamtmittel des Zeitraums in Relation zu den Mittelwerten der Freigaben 2017. Sternchen zeigen Mittelwerte an, die über den Mittelwerten des Referenzzeitraums 2005-2015 liegen und für die ein Statistiktest erforderlich wird (s. Text).

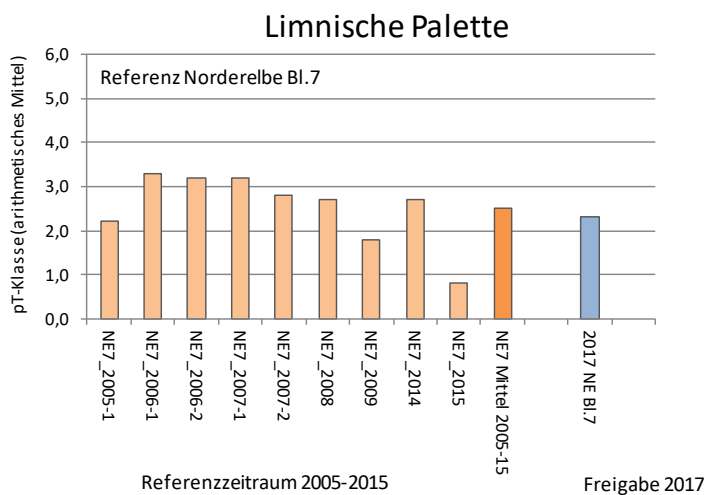
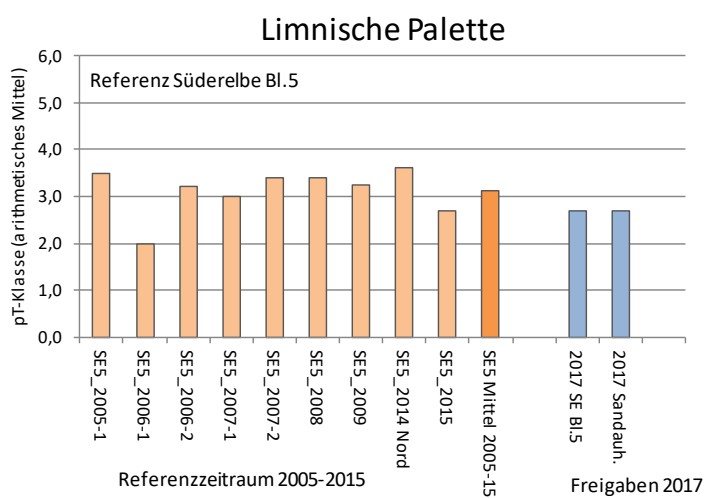
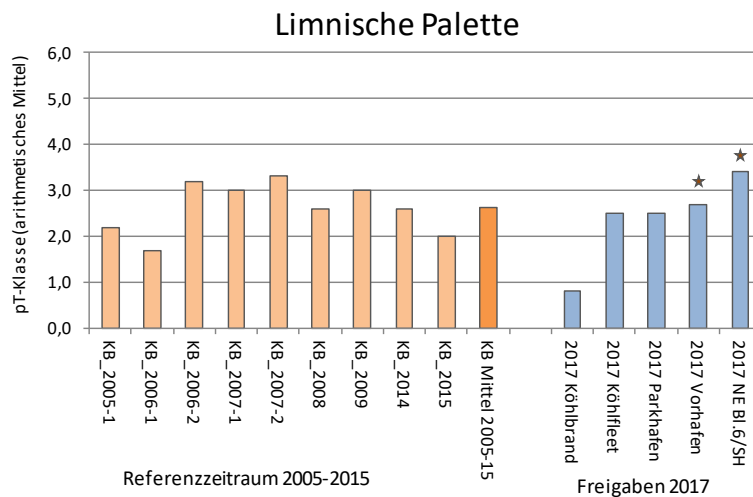


Abbildung 3-8 Mittelwerte der Freigaben der limnischen Testpalette für den Referenzzeitraum 2005-2015 sowie das Gesamtmittel des Zeitraums in Relation zu den Mittelwerten der Freigaben 2017. Sternchen zeigen Mittelwerte an, die über den Mittelwerten des Referenzzeitraums 2005-2015 liegen und für die ein Statistiktest erforderlich wird (s. Text)

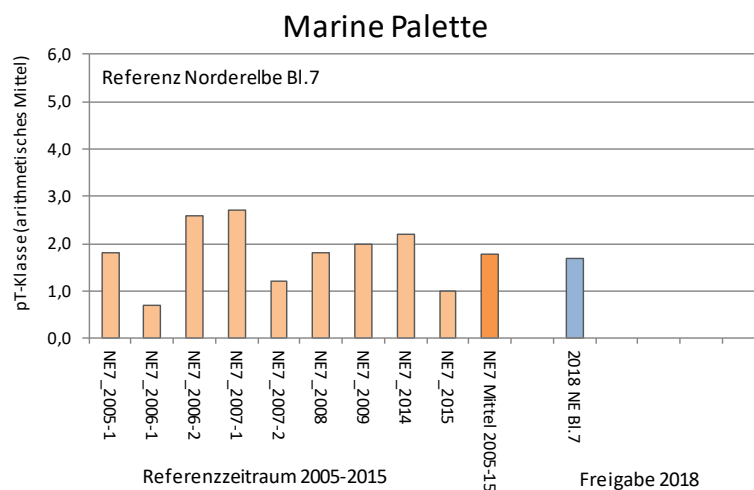
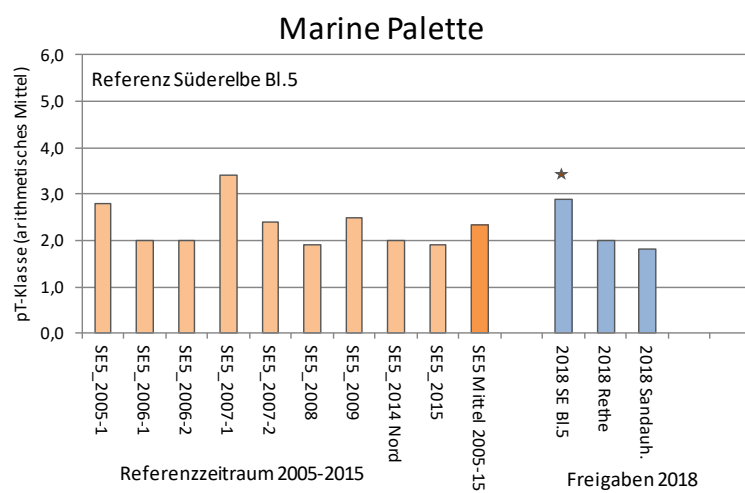
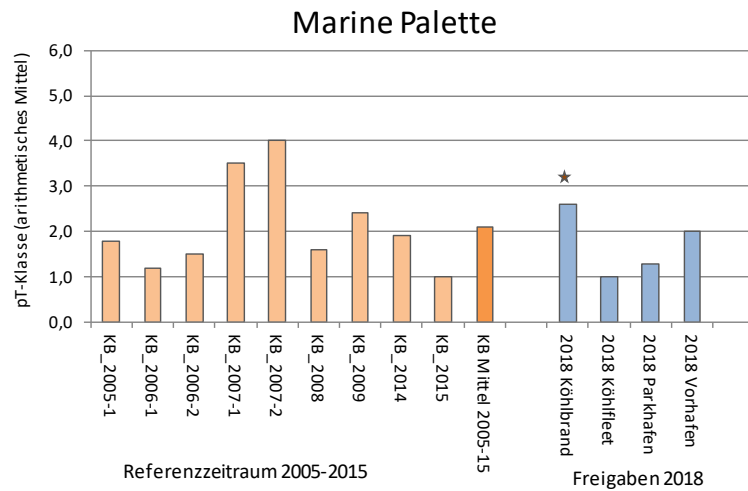


Abbildung 3-9 Mittelwerte der Freigaben der marinen Testpalette für den Referenzzeitraum 2005-2015 sowie das Gesamtmittel des Zeitraums in Relation zu den Mittelwerten der Freigaben 2018. Sternchen zeigen Mittelwerte an, die über den Mittelwerten des Referenzzeitraums 2005-2015 liegen und für die ein Statistiktest erforderlich wird (s. Text).

4. Monitoring im Verbringungsereich

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.17: *Die tatsächlichen chemischen, ökotoxikologischen und biologischen Umweltauswirkungen sind entsprechend eines zwischen Hamburg und Schleswig-Holstein weiterhin abzustimmenden Monitoringkonzeptes zu erfassen und zu bewerten.*

Das in der Monitoring-AG (s. Maßgabe 2.18) abgestimmte Konzept der BfG und bis Ende des Jahres 2018 gültige Monitoringkonzept datiert auf den 31.3.2011. Es wurde in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017 und 2018 fortgeschrieben und ergänzt durch Beschlüsse der Monitoring-AG dieser Jahre. Diese betreffen vor allem die Fortführung der Altersdatierung an Klieschen (Monitoring-AG am 13.11.2014; Anlage A-2), die Aufgabe des Corophiumtests für Hafensedimente (Monitoring-AG am 13.11.2014 und 17.06.2015; E3-Jahresbericht der HPA 2015), die regelhafte Analyse von Corophientests in der Nordsee bei einem Zweitlabor (Monitoring-AG am 13.11.2014 und 17.06.2015, Kapitel 4.3.2 b), die Erweiterung des Probenahmerasters im Einbringbereich (Maßgabe 2.22, Monitoring-AG am 08.06.2016 und 24.08.2016, Kapitel 4.3) sowie die Analyse von Schollen für Bioakkumulation (Maßgabe 2.27, Monitoring-AG am 08.06.2016, Kapitel 4.7.4). Für die geforderte Ausweitung des Wattmessstellennetzes gemäß Maßgabe 2.19 wurden zwei neue Stationen auf schleswig-holsteinischem Gebiet neu in das Messprogramm integriert (Maßgabe 2.19, Monitoring-AG am 21.12.2016 und am 30.3.2017).

Im Rahmen der zwischen dem MELUND, dem LLUR und HPA am 16.8.2017 abgestimmten Anpassungen des Monitoringkonzeptes im Jahr 2017 wurde zudem beschlossen, dass ab dem Jahr 2017 eine einmaljährliche Beprobung des Makrozoobenthos und der Fischfauna als ausreichend angesehen werden kann (Details s. Abschn. 4.4 für Makrozoobenthos und Abschn. 4.5 für Fischfauna).

Für die Untersuchung der Wasserphase gemäß Maßgaben 2.24 und 2.26 (Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton) wurden nach Absprache in der AG Monitoring am 17.03.2017 und am 19.4.2018 Ergebnisse aus der Beprobungskampagne des AWI verwendet (Sauerstoff in den Monaten Juni bis September, Untersuchung der Nährstoffe in der Wasserphase an Proben vom September 2017 sowie Juni bis September 2018, Darstellung der Ergebnisse in Kapitel 4.8).

Im Jahr 2017 wurden erstmalig Schwebstofffallen vor Helgoland im Rahmen einer ersten Testuntersuchung ausgebracht (Maßgaben 2.20 und 2.21). Im Rahmen der Monitoring-AG wurde am 5.12.2017 die Fortführung dieser Untersuchung im Jahr 2018 abgestimmt.

Der Sachstand des Monitoringprogramms zum Ende des Jahres 2019 wurde in einer Neufassung des Monitoringkonzeptes vom 20.03.2020 von der HPA zusammengefasst.

Maßgabe 2.18: *Das Monitoringkonzept ist halbjährlich in einer von der Antragstellerin bereits eingerichteten Arbeitsgruppe unter Beteiligung von Vertretern der Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS) des Bundes bzw. deren Geschäftsbereich sowie der Länder Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen und bedarfsweise weiterer Experten zu überprüfen und fortzuschreiben. Die HPA wird Ergebnisse der Arbeitsgruppentreffen jeweils innerhalb von vier Wochen in zwischen den Gruppenmitgliedern abgestimmten Ergebnisprotokollen dokumentieren.*

Die Sitzungen des von HPA einzuberufenden entsprechenden Gremiums (= Monitoring-AG) zur Fortschreibung des Monitoringkonzeptes fanden am 30.3.2017, am 05.12.2017, am 19.04.2018 sowie am 18.12.2018 statt. Die Protokolle der vier Sitzungen wurden jeweils in der folgenden Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe (05.12.2017, 19.04.2018, 18.12.2018 und 27.3.2019) endabgestimmt und in der abschließenden Fassung an die Teilnehmer versandt.

4.1 Monitoring im Jahr 2017 und 2018

Tabelle A-1 gibt einen Überblick über die Monitoringmaßnahmen aus den Jahren 2017 und 2018.

In den Jahren 2017 und 2018 wurden jeweils zwei Monitoringkampagnen (Tabelle A-1) durchgeführt. Hierbei wurden Sedimentproben entnommen, an denen Textur- und Schadstoffanalysen und ökotoxikologische Untersuchungen vorgenommen wurden. Zusätzlich erfolgte die Entnahme von Pfeffermuscheln für die Analyse der Bioakkumulation. Zu den beiden Beprobungskampagnen jeweils im Mai erfolgte zudem die Beprobung des Makrozoobenthos. Die Messstationen im Einbringbereich wurden gemäß Maßgabe 2.22 verdichtet (s. Kapitel 4.3). Im Mai 2017 konnten aufgrund des zu geringen Vorkommens keine Pfeffermuscheln gesammelt werden (s. Kapitel 4.7). In einer weiteren Ausfahrt im Frühjahr 2017 und 2018 wurden die Untersuchungen der Fischfauna, des Imposex-Phänomens der Wellhornschnecke sowie die Entnahme von Wellhornschnecken für die Bioakkumulationsanalyse durchgeführt. Die Beprobung der Pfeffermuschel zur Bioakkumulationsanalyse wurde jeweils im September beider Jahre zusammen mit der zweiten Kampagne zur Sedimentbeprobung wiederholt. Die September-Beprobung erfolgte, wie erstmalig im Jahr 2015, erneut während der fortlaufenden Verklappungen.

Im Frühjahr erfolgte die jährliche Peilung der Einbringstelle. Die Peilungen wurden im Zeitraum 2005 bis 2014 im 1-km-Kreis durchgeführt. Seit dem Jahr 2015 wurde der zu peilende Bereich auf den 2-km-Kreis ausgedehnt. Eine baggergutbedingte Volumendifferenz im vergrößerten Bereich von 2-km lässt sich damit als Differenz maximal für den Zeitraum 2015 bis 2018 ermitteln, während der Aufwuchs der Baggergutaufgabe im 1-km-Kreis seit 2005 darstellbar ist.

Am 26.4.2016 wurde das neue Einvernehmen mit dem Land Schleswig-Holstein hergestellt (s. Kapitel 1). Nach diesem wird unter anderen eine Verdichtung des Rasters bei Probenahmen im Einbringbereich als notwendig angesehen (s. Kapitel 4.3). Darüber hinaus wurden weitere Untersuchungen gefordert. Hierzu gehören unter anderem ökologische Untersuchungen vor Helgoland (Maßgabe 2.20, Kapitel 4.2.2 und 4.6), die Analyse von weiteren Organismen auf Bioakkumulation (Schollen, Krabben, Maßgabe 2.27, Kapitel 4.7), die Erhebung von Parametern in der Wasserphase (Maßgabe 2.24, Maßgabe 2.25, Kapitel 4.8), die Ausweitung des Wattmessstellennetzes (Maßgabe 2.19) sowie die Wiederholung der ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 (Maßgabe 2.21, Kapitel 4.2.2).

Die Wiederholung der ADCP-Kampagne wurde im September 2016 in ähnlichem Zuschnitt wie im Jahr 2005 durchgeführt, um die Ausdehnung der Trübungsflächen während der Verbringungen zu verfolgen (Maßgabe 2.21, Kapitel 4.2.2). Das entsprechende Kapitel in diesem Bericht wurde aus dem Jahresbericht 2016 übernommen.

Um der Forderung nach ökologischen Untersuchungen vor Helgoland gemäß Maßgabe 2.20 Rechnung zu tragen, wurde nach Abstimmung in der Monitoring-AG das Makroalgen-Monitoring des Landes Schleswig-Holstein, das seit 2008 nördlich von Helgoland durchgeführt wurde, im Jahr 2016 auf einen Bereich südlich vor Helgoland ausgedehnt und in den Jahren 2017 und 2018 fortgeführt (Kapitel 4.6). Außerdem wurden drei neue Stationen für die Sedimentbeprobung Richtung Helgoland eingerichtet und im Mai 2016 erstmalig beprobt (Kapitel 4.2.2).

Die Beprobung der Fischarten Kliesche und Scholle zur Durchführung der Bioakkumulation wurde – wie auch in den Vorjahren - in beiden Jahren jeweils im Herbst durchgeführt (Kapitel 4.7). Die Ausfahrten zur Beprobung von Krabben entlang der Küste erfolgten jeweils im August (Abschn. 4.7).

Die Untersuchungen an den Wattmessstellen wurden analog der vorigen Jahre in den Jahren 2017 und 2018 fortgesetzt (Tabelle A-31). Das Wattmessstellennetz wurde dabei durch zwei neue Stationen in Schleswig-Holstein ergänzt (Kapitel 4.9).

Für die Untersuchung der Wasserphase gemäß Maßgaben 2.24 und 2.26 (Sauerstoff, Nährstoffe, Phytoplankton) wurden nach Absprache in der AG Monitoring am 17.03.2017 und am 19.4.2018 Ergebnisse aus der Beprobungskampagne des AWI verwendet (Sauerstoff in den Monaten Juni bis September, Untersuchung der Nährstoffe in der Wasserphase an Proben vom September 2017 sowie Juni bis September 2018, Darstellung der Ergebnisse in Kapitel 4.8).

4.2 Verbleib des zur Tonne E3 verbrachten Sediments

4.2.1 Peilungen 2017 und 2018

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.4: *Das Einbringen des Baggergutes ist so vorzunehmen, dass in den Einbringbereichen um die unter Ziffer 1. genannten Zentren herum (1 km-Radius und Einbringzentrum Ost 1,5 km-Radius) eine möglichst gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Baggergutes erfolgt und die genannten vier Einbringzentren jeweils nacheinander bis zu ihrer jeweiligen maximalen Beaufschlagung, die in der Monitoring-AG (s. 2.18.) festzulegen ist, genutzt werden. Die tatsächlich genutzten konkreten Einbringbereiche sind jeweils zu dokumentieren und dem MELUR mitzuteilen.*

Im Oktober 2016 fand während der Beaufschlagung der Wechsel vom bis dahin genutzten Einbringzentrum Ost (400x400 m, 54°03'05.782579"N_7°58'02.981295"E) auf das Einbringzentrum Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) statt. Im Jahr 2017 wurde vom 12.6.2017 bis zum 04.11.2017 das Einbringzentrums Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) beaufschlagt. Im Jahr 2018 wurde ebenfalls das Einbringzentrums Süd (400x400m, 54°02'59.124932"N_7°57'41.156912"E) in der Zeit vom 25.6.2018 bis zum 23.12.2018 beaufschlagt.

Die maximal erlaubte Beaufschlagung der Einbringzentren ergibt sich aus einer Vorgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung, nach der eine Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden darf. Der Wechsel des Einbringbereichs zum 1.10.2016 wurde nach Auswertung der Peildaten vom Mai 2016 am 24.8.2016 in der Monitoring-AG beschlossen, um eine sichere Gewährleistung der geforderten Mindestwassertiefe von -25 m KN zu gewährleisten. Über die Jahre 2017 und 2018 war anhand der Daten der Peilungen nicht von einem Unterschreiten der geforderten Mindestwassertiefe von – 25 m KN auf dem Klappzentrum Süd auszugehen, so dass kein weiterer Wechsel des Klappfeldes für nötig erachtet wurde.

Maßgabe 2.5: *Das Baggergut muss so eingebracht werden, dass es weitestgehend im vorgesehenen Einbringbereich verbleibt.*

Das Baggergut wurde um die jeweiligen Zentren der Schüttstellen herum möglichst gleichmäßig eingebracht.

Maßgabe 2.23: *Um die Baggergutaufgabe möglichst exakt erfassen zu können, sind an geeigneten Stellen Kernproben zu entnehmen sowie mindestens einmal jährlich die laut Antragsunterlagen prognostizierte weitgehende Lagestabilität der verbrachten Sedimente im Einbringungsbereich zusätzlich durch Peilungen zu überwachen.*

Die jährlichen Peilungen wurde im Mai 2017 und im Juni 2018 jeweils im 2-km-Kreis durchgeführt (für Kernproben s. Kapitel 4.3).

In den Jahren 2005 bis 2018 wurden insgesamt 19 Peilungen durchgeführt. Von 2005 bis 2014 erfolgten diese im 1-km-Kreis. Im Mai 2015 wurde die Peilung erstmalig auf den 2-km-Kreis ausgedehnt. Daher kann ab dem Jahr 2016 auch eine Differenz im 2-km-Kreis berechnet werden. Eine bathymetrische Darstellung der Aufnahmen aus dem Mai 2017 und Mai 2018 finden sich im Anhang in Abbildung A-1 und A-2.

Für einen Überblick über alle bisherigen Peilungen ist in Abbildung 4-1 ein stark überhöhter West-Ost-Schnitt dargestellt. Man sieht am West-Ost-Schnitt, dass das Gebiet vor Beginn der Verklappungen durch eine kontinuierliche Tiefenzunahme von zwei Metern über eine Distanz von 2 km in Ost-West-Richtung charakterisiert war, ohne eine weitergehend strukturierte Topographie aufzuweisen.

Nach einer Maßgabe der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung darf die Wassertiefe von -25 m KN nicht unterschritten werden. Nach Auswertung der Peildaten vom Mai 2016 wurde daher am 24.8.2016 von der Monitoring-AG der Wechsel des Klappzentrums zum 1.10.2016 beschlossen, damit die sichere Unterschreitung der für die Schiffssicherheit geforderten Mindestwassertiefe von -25 m KN gewährleistet ist. In den Jahren 2017 und 2018 wurde nur das Klappzentrum Süd für die Verbringungen genutzt.

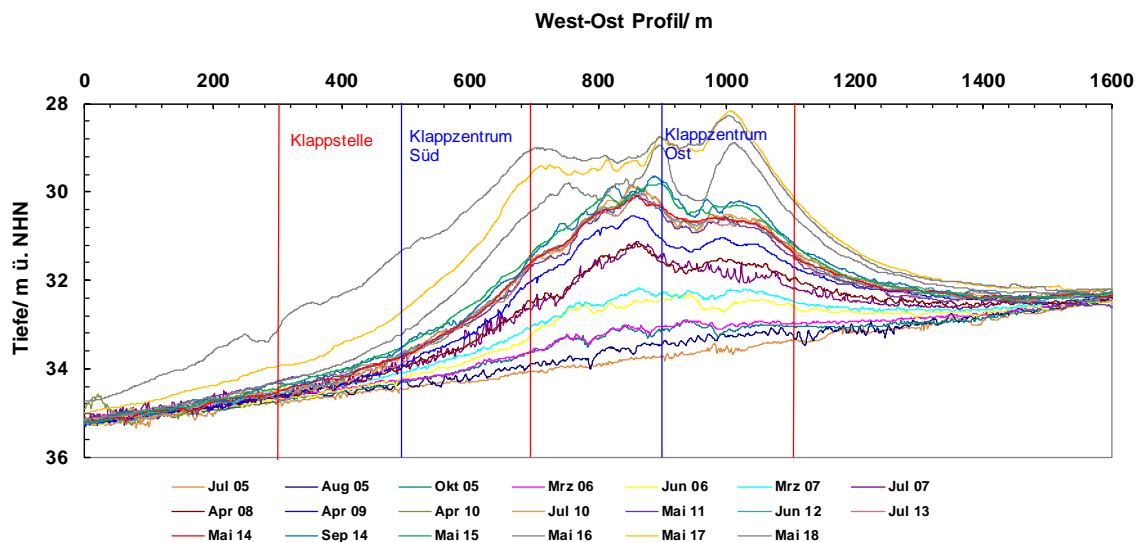


Abbildung 4-1 Querprofile (West-Ost) der Peilungen über den Verbringbereich von 2005 bis 2018 (Darstellung stark überhöht)

Mit einem Differenzenplot kann die Form und Ausdehnung der Baggergutaufgabe anhand von Peildaten flächig dargestellt werden. Abbildung 4-2-A zeigt die Differenz zwischen Mai 2018 und der Situation vor Beginn der Verbringungen im Jahr 2005 im 1-km-Kreis. Darunter in Abbildung 4-2-C ist die Differenz zwischen Mai 2018 und Mai 2017 im 2-km-Kreis dargestellt, der im Jahr 2015 erstmalig gepeilt wurde. Die Abbildung zeigt den Auftrag, der aus der Verbringung des Jahres 2017 entstanden ist. Die Form des Auftrags des Jahres 2017 ist, bedingt durch die Hauptströmungsrichtung, in Nordwest-Südost-Richtung orientiert. Genutzt wurde im Jahr 2017 nur das Klappzentrum K-Süd. Die bestehende Aufhöhung im Klappzentrum Ost, die durch die Verbringungen bis zum Jahr 2016 gebildet wurde, scheint eine gewisse Barrierewirkung nach Osten darzustellen. Insgesamt reicht der durch die Peildaten feststellbare Auftrag des Jahres 2017 im Westen bis an den Rand des 1-km-Kreises um das Klappzentrum Ost heran. Im Differenzenplot Mai 2019 zu Mai 2018, der den Auftrag von Baggergut im Jahr 2018 anzeigt, ist ein in Form und Ausdehnung ähnlicher Auftrag wie im Jahr 2017 zu erkennen (Abbildung 4-2-D). Es ist zu berücksichtigen, dass

geringe Aufträge von wenigen Zentimetern aufgrund der Peilungengenauigkeit hierbei nicht erkannt werden können.

Aus den Abbildungen 4.2-A und 4.2-B, die die gesamte Baggergutauflage im Mai 2018 resp. im Mai 2019 im 1-km-Kreis darstellen, wird deutlich, dass diese im Nordwesten und im Südosten den Rand des 1-km-Kreises erreicht hat und dort in ihrer maximalen Höhe ca. 40 cm beträgt.

Im Mai 2017 zeigt die Baggergutauflage im 1-km-Kreis ein Gesamtvolumen von 2,3 Mio m³ (berechnet als Differenz der Peilung 2017 zu 2005, 1-km-Kreis). Im Mai 2018 werden 2,8 Mio m³ erreicht (Differenz der Peilung 2018 zu 2005, 1-km-Kreis). Hieraus ergibt sich für das Jahr 2017 im 1-km-Kreis ein Auftragsvolumen von 0,5 Mio m³. Für das Jahr 2018 werden 0,4 Mio m³ festgestellt (Differenz nach der Peilung 2019 zu 2018 jeweils gegenüber 2005 sind 3,2 zu 2,8 Mio m³).

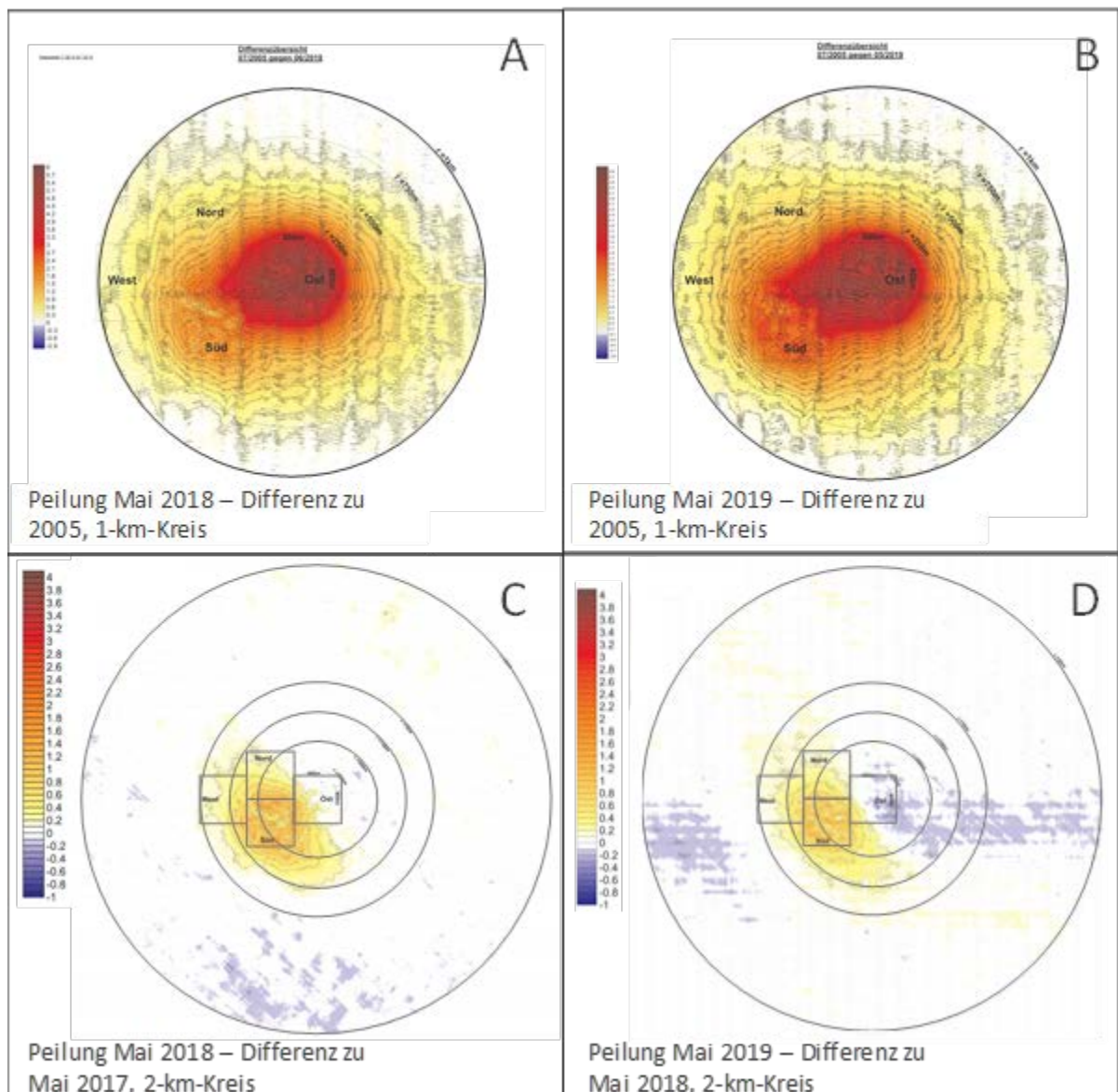


Abbildung 4-2 Differenzenplot im 1-km Umring der Klappstelle im Vergleich der Jahre 2005 – Mai 2018 (A), 2005 – Mai 2019 (B) sowie im 2-km-Kreis im Vergleich der Jahre Mai 2017 zu Mai 2018 (C) und Mai 2018 zu Mai 2019 (D)

Wird die Differenz betrachtet, die innerhalb eines Jahres im zentralen Einbringbereich ermittelt wurde (= 1,5-km um die Zentrumsordinate Ost), werden für die Verbringung in 2017 (Differenz der Peilungen 2018 zu 2017, 1,5-km-Kreis) und für die Verbringung in 2018 (Differenz der Peilungen 2019 zu 2018, 1,5-km-Kreis) Differenzen von ca. 520.000 m³ resp. 405.000 m³ festgestellt.

Diese Angaben sind nur als ungefähre Schätzungen zu verstehen. Eine Einschätzung des Volumens der Baggergutaufgabe und seiner Veränderung über die Zeit kann nur auf der Grundlage der Peilgenauigkeit erfolgen. Aufgrund der in diesem Gewässerbereich ausgeprägten Ungenauigkeit der Peilungen von +/- 25 cm ist eine Volumenschätzung des Auftragsbereichs zwangsläufig mit großen Unsicherheiten behaftet. Präzise quantitative Volumenangaben sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.

4.2.2 Verdriftung während der Verbringungen

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.21: *Im Rahmen des Monitorings ist durch geeignete Untersuchungen sicherzustellen, dass keine Beeinträchtigungen der Umwelt durch weiträumige Verdriftungen eintreten und maßnahmenbedingte Verdriftungen minimiert werden. Diese sind durch geeignete Verfahren zu untersuchen wie z. B. Sedimentfallen oder Tracereinsatz zur Schwebstoffausbreitung, inkl. Frachtbetrachtungen der mit Feinsedimenten verdriftenden Schadstoffe in Relation zu den vorherrschenden natürlichen Bedingungen. In Anbetracht insbesondere der beantragten Einbringung erhöhter Baggermengen aus der Stromelbe in Kombination mit den zusätzlich einzubringenden Sedimenten aus Landeshafengewässern und deren deutlich höheren Feinkornanteilen im Vergleich zu den bisher aus der Stromelbe im Schlickfallgebiet verbrachten Sedimenten sind die im Jahr 2005 bisher einmalig durchgeführten ADCP-Messungen zu wiederholen und dadurch den geänderten Rahmenbedingungen der Gesamtmaßnahme (1) erhöhte zu verbringende Gesamtmenge und (2) Einbringungen aus den Landeshafengewässern mit veränderten Sedimenteigenschaften Rechnung zu tragen. Darüber hinaus ist insbesondere bei dem in den Antragsunterlagen genannten Paralleleinsatz von zwei statt bisher einem Hopperbagger die damit verbundene Verdriftung wenigstens einmalig messtechnisch zu untersuchen und dabei auch auf eine sorgfältige Erfassung der von dem verbrachten Baggergut unbeeinflussten Hintergrundtrübung zu achten.*

Die Verdriftung der Feinkornfraktion in der Umgebung des genutzten Einbringbereiches wird darüber hinaus weiterhin im Rahmen des regulären Monitorings durch die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kastengreifer) und deren Analyse auf Schadstoffbelastungen überwacht.

Der laut Antragsunterlagen prognostizierte bzw. modellierte Ausschluss von Beeinträchtigungen angrenzender Schutzgebiete und Küstenregionen ist durch diese Untersuchungen nachzuweisen (s. a. 2.19. und 2.20). Die Untersuchungen und Bewertungen zur Verdriftung sind inklusive Kartendarstellungen mit Tiefen- und Mengenangaben des verdrifteten Materials zu dokumentieren und zeitnah dem MELUR zu übermitteln.

Im Jahr 2016 wurden in der AG Monitoring auf den Sitzungen im Juni 2016, August 2016 und Dezember 2016 verschiedene Möglichkeiten zur Einrichtung von Sedimentfallen diskutiert. Im Ergebnis wurde beschlossen, dass die Firma submaris, die die Untersuchungen der Makrophytenbestände durchführt, im Sommer 2017 testhalber Schwebstofffallen südlich vor Helgoland installieren sollte. Hierdurch sollte geprüft werden, ob die verwendete Technik für die Schwebstoffgewinnung geeignet ist und ob durch die Untersuchung eine Beeinträchtigung des Helgoländer Felswatts durch verdriftete Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann. Die Schwebstofffallen erwiesen sich als grundsätzlich geeignet zur Gewinnung von Material. Im Dezember 2017 wurde in der Monitoring-AG beschlossen, dass diese Untersuchungen im Jahr 2018 im gleichen Zuschnitt wie im Jahr 2017 durchgeführt werden sollen. Die Untersuchung über zwei Jahre ist

aber noch zu kurz und die Probenanzahl zu gering, um belastbare Unterschiede zwischen Gebieten in der Menge und der Schwermetallbelastung der Schwebstoffe ermitteln zu können. Die Konzentration an Schwermetallen in den Schwebstoffen war aber nicht höher als die regionale Hintergrundkonzentration im Schlickgebiet (Kapitel 4.7).

Die Verwendung von Tracern wurde im Juni 2016 in der AG Monitoring diskutiert. Aktuell sind keine Substanzen bekannt, die für einen Einsatz als Tracer in Frage kämen. Von den bekannten, in der Forschung häufig verwendeten Tracersubstanzen müssten sehr große Mengen eingebracht werden, was unter Umweltsichtspunkten nicht zu vertreten ist. Außerdem müssten die entsprechenden Substanzen direkt an den feinen Partikeln des Baggergutes haften, um Aussagen über die Verdriftung dieser Fraktion zu ermöglichen. An der feinen Fraktion des Baggergutes haftende Schadstoffe können zwar auch als Tracer angesehen werden und werden im Rahmen des Monitorings im Nahbereich sowie in größerer Entfernung ja auch regelmäßig beprobt, sind aber in geringer Konzentration naturgemäß nicht mehr vom Hintergrund zu unterscheiden, der sich unter anderem ja auch aus Schwebstoffen der Elbfahne speist und damit grundsätzlich die gleiche Zusammensetzung aufweist wie das feinkörnige Sediment aus dem Baggergut.

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden von 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 11 Verklappungsvorgänge verfolgt. Während der Untersuchungen brachten zwei Hopperbagger zu unterschiedlichen Tidephasen Baggergut ein, welches aus der Delegationsstrecke der Elbe und den Landeshafengewässern stammte. Der Bericht von HR Wallingford (2017) zu der Kampagne wurde zusammen mit den Daten im Februar 2017 im Entwurf und im November 2017 in der Endfassung der AG Monitoring zur Verfügung gestellt.

Mit der Durchführung der ADCP-Untersuchungen konnten die möglichen Verdriftungswege des eingebrachten Baggerguts aufgezeigt werden. Aus den verfolgten Streckenlängen der Schwebstoffwolken, die in der Wassersäule detektierbar waren, lässt sich keine Beeinträchtigung von angrenzenden Schutzgebieten und Küstenregionen ableiten. Die nach der Einbringung von Baggergut gebildeten Schwebstoffwolken konnten über eine maximale Länge von 5 Kilometern beobachtet werden, bevor sie sich soweit aufgelöst hatten, dass keine Unterscheidung vom Hintergrundgehalt der Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule mehr möglich war. Somit ist eine Beeinflussung von angrenzenden Schutzgebieten durch Verdriftungen nicht zu befürchten. Die Sedimentation im Nahfeld wird durch die Entnahme schichtauflösender Proben untersucht (s. Kapitel 4.3.1). Weitere Untersuchungen der weiträumigen Verdriftung erfolgen durch Sedimentuntersuchungen im Fernfeld und in den Wattmessstellen, um sicherzustellen, dass dort keine Erhöhung der Schadstoffgehalte nachgewiesen wird (s. Kapitel 4.3.1 und Kapitel 4.9).

Eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen durch die Verdriftungen kann nach diesen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

4.2.2.1 *Ergebnisse der ADCP-Kampagne zur Ermittlung der maßnahmenbedingten Verdriftung*

a) Beprobung

Zur Untersuchung der maßnahmenbedingten Verdriftung wurde im September 2016 die ADCP-Kampagne aus dem Jahr 2005 wiederholt. Für die Untersuchung wurden von 5. bis 9. September 2016 unter der Leitung der Firma HR Wallingford insgesamt 11 Verklappungsvorgänge verfolgt. Während der Untersuchungen brachten zwei Hopperbagger zu unterschiedlichen Tidephasen

Baggergut ein, welches sowohl aus der Delegationstrecke der Elbe als auch aus den Landesha-fengewässern stammte. Der Bericht von HR Wallingford zu der Kampagne wurde zusammen mit den Daten im Februar 2017 im Entwurf und im November 2017 in der Endfassung abgegeben (HR Wallingford, 2017). Im Folgenden erfolgt eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse.

Generell ist die Ausbreitung der Schwebstoffwolken beim Einbringen des Baggerguts von unterschiedlichen Randbedingungen abhängig. Neben der Zusammensetzung des Baggergutes sind dies die örtlichen Strömungsgeschwindigkeiten und die jeweilige Tidephase zum Einbringzeitpunkt. Bei den Messkampagnen im September 2016 konnte das unterschiedliche Ausbreitungsverhalten bei den Verbringungen zu verschiedenen Tidephasen beobachtet werden. Bei einer der Verbringungen fand auch eine Verdriftung der Schwebstoffe in Oberflächennähe mit den Tidebedingungen statt, während die sohlnahe Schwebstoffwolke mit den lokalen Strömungsgeschwindigkeiten am Boden entgegen des Tidenstroms gerichtet war.

b) Ergebnisse

Auf Grundlage der erhobenen Daten sind die Hinweise auf ein unterschiedliches Ausbreitungsverhalten des feineren und des gröbereren Baggerguts widersprüchlich. So gibt es für das feinere Baggergut einerseits Hinweise auf eine längere Verfolgbarkeit der Schwebstoffwolke sowie andererseits Hinweise auf eine schnellere Entmischung in den Hintergrund, so dass eine Verfolgbarkeit der Schwebstoffe hier schwieriger ist. Vermutlich können die Unterschiede nicht allein durch die unterschiedlichen Sedimenteigenschaften erklärt werden, sondern sind auch durch die generell kleineren Baggergutmengen mit feinerem Material durch den kleineren Hopperbagger (Francesco di Giorgio) bedingt.

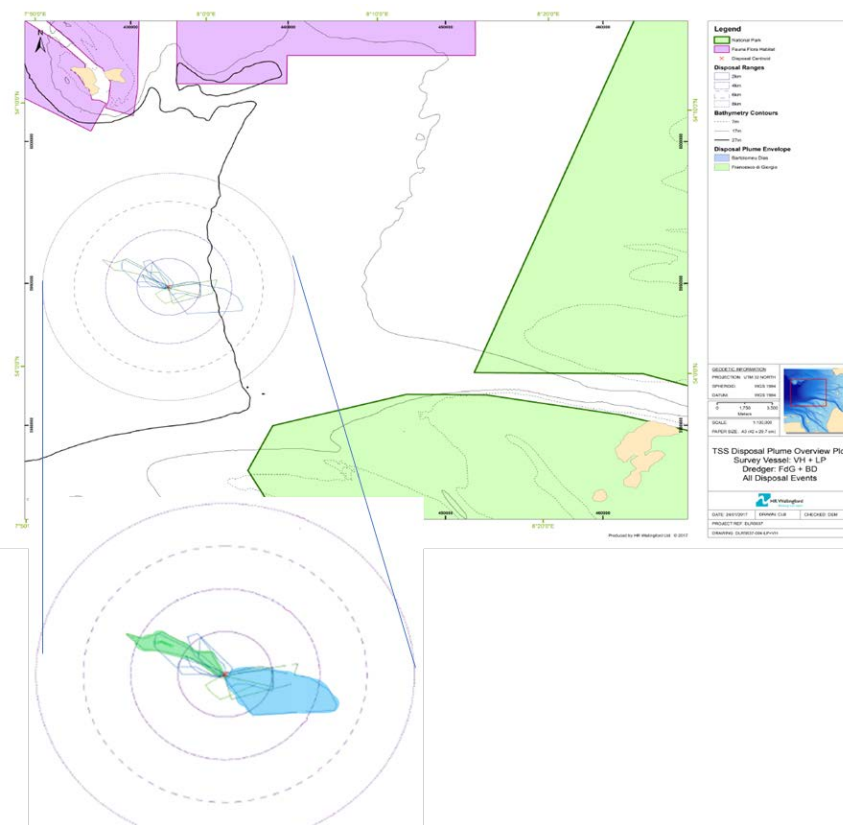


Abbildung 4-3 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dia (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreisentfernungen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-Km Radius. (Wallingford, 2017)

Insgesamt lag die festgestellte maximale Ausbreitung der Schwebstoffwolke im September 2016 bei 5 km (Abbildung 4-3) und war damit nicht so weit wie die maximale Ausbreitung bei der Kampagne 2005 mit 6 km (Abbildung 4-4), obwohl im Jahr 2016 teilweise feineres Baggergut als im Jahr 2005 eingebracht wurde. Im Gegensatz zu den 2005 ausgeführten Messungen konnte bei der Messkampagne im September 2016 jedoch keine Verbringung während des ausgeprägten Ebbestroms aufgezeichnet werden, was vermutlich zu den größeren Ausbreitungsradien im Jahr 2005 geführt hat. Bei der Betrachtung der Messungen aus den Jahren 2005 und 2016 während vergleichbarer Tiderandbedingungen und Baggergutzusammensetzungen kann hingegen ein ähnliches Ausbreitungsverhalten beobachtet werden. Dies betrifft ebenso die Betrachtung aller vorliegenden Messungen aus dem Ebbestrom aus den Jahren 2005 und 2016. Hier reihen sich die Messungen mit feinerem Baggergut aus dem Jahr 2016 gut in das Datenset von 2005 ein. Hinweise auf eine möglicherweise weitere Ausbreitung der Schwebstoffe aus feinerem Baggergut in die Schutzgebiete während des ausgeprägten Ebbestroms können nicht abgeleitet werden.

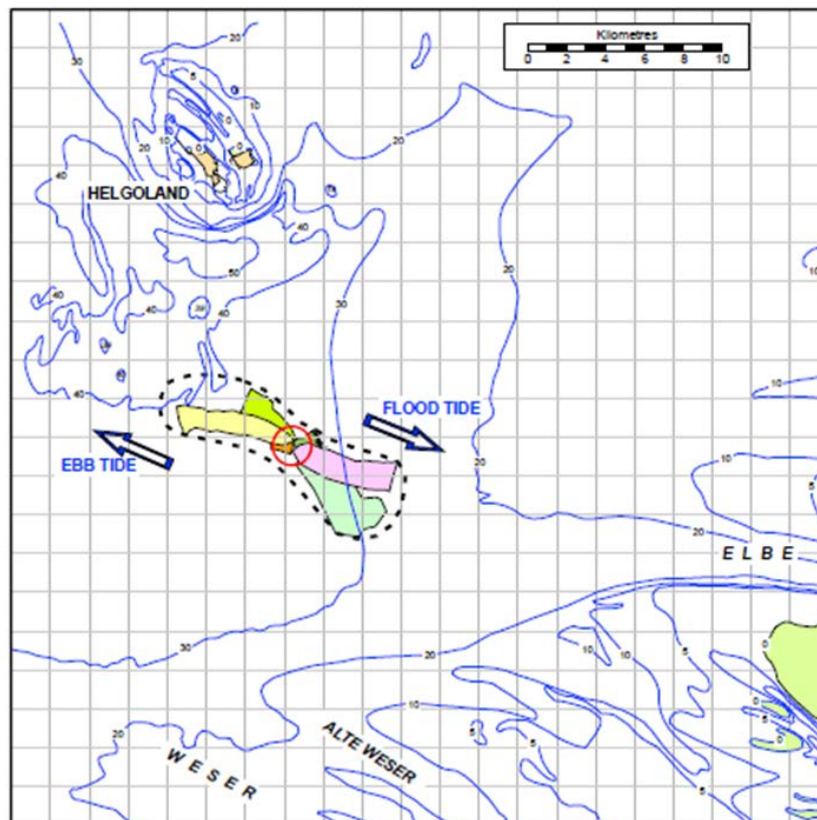


Abbildung 4-4 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke (DLR, 2005)

c) Zusammenfassung

Durch die Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass keine messbare Konzentration an Schwebstoffen aus den Verbringungen in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer eingetragen wird. Ebenso können keine Hinweise auf eine möglicherweise weitere Ausbreitung des feineren

Baggerguts in die Schutzgebiete abgeleitet werden, werden die Ergebnisse von 2016 auf den ausgeprägten Ebbstrom übertragen. Theoretisch sind natürlich Eintreibungen denkbar, da sich Schwebstoffe aus Verbringungen innerhalb der Hintergrundkonzentration auch mit dem Wasserkörper in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer bewegen können. Diese geringen Konzentrationen sind jedoch nicht nur nicht mehr nachweisbar, auf Grund der sehr feinen Fraktionen ist ein Absetzen auf den Gewässerboden auch unwahrscheinlich. Diese nicht mehr nachweisbaren Schwebstoffe der Verbringungen werden daher wahrscheinlich mit dem allgemeinen Schwebstoff- und Sedimenttransport, der in der Deutschen Bucht - neben dem Küstenlängstransport - zu bestimmten Zeiten / Randbedingungen aus den Fahnen der Tideästuare und den Wattengebieten genährt wird, weiterverdünnt und entlang der Küste weiter nordwärts bis in die norwegische Rinne transportiert (Kappenberg & Fanger, 2007).

Das Gutachten von HR Wallingford lässt keine Aussage über eine langfristige Veränderung der Schwebstoffhintergrundkonzentration im Verbringgebiet bei Tonne E3 zu. Durch den Vergleich der Ergebnisse der beiden ADCP-Kampagnen im Jahr 2005 und 2016 konnte aber keine Erhöhung der Schwebstoffhintergrundkonzentration im Jahr 2016 festgestellt werden. Anhand vom Simulationsergebnissen der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und den Erkenntnissen aus großräumigen Untersuchungen z.B. innerhalb der Forschungskoooperation COSYNA, scheint die Schwebstoffhintergrundkonzentration in der Nordsee auch weniger von dem Verbringungs-geschehen, sondern vielmehr von den globalen, aber auch lokalen Gegebenheiten (Tidephase, Nipp-Spring-Zyklus, örtliche Hydrodynamik, Seegang) beeinflusst zu sein. Es ist aus den im Jahre 2016 durchgeführten Messungen mit zeitlich nah beieinanderliegenden Verbringungsereignissen erkennbar, dass keine Akkumulationen bei der Schwebstoffverdriftung aufgetreten sind. Jede Ausbreitungswolke konnte solitär für sich betrachtet und verfolgt werden, ohne dass sich diese mit einer Wolke aus einer zeitlich gerade davor eingebrachten Verbringung vermischt hätte.

4.2.2.2. Maßnahmenbedingte Verdriftung – Gesamtbetrachtung

a) Herangehensweise für die Bewertung

Im folgenden Kapitel werden alle Monitoringuntersuchungen berücksichtigt, die für eine Abschätzung der maßnahmenbedingten Verdriftung herangezogen werden können. Die Darstellung der Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen erfolgt gesondert in den jeweils eigenständigen Kapiteln. Es wurden einzelne Aspekte aus folgenden Untersuchungen betrachtet:

- Regelmäßige Peilungen im Verbringbereich (2005 – 2018, Kapitel 4.2.1)
- Messungen der Sedimenttextur und der Sedimentchemie sowohl im Verbringbereich als auch an den über einen weiten Umkreis verteilten Monitoringstationen (2005 – 2018, Kapitel 4.3.1)
- Messungen der Sedimentchemie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet (2005 – 2018, Kapitel 4.9)
- Untersuchung der Schwebstoffe vor Helgoland (2017 und 2018, Kapitel 4.6)
- ADCP-Untersuchungen zur Verfolgung der Schwebstoffwolke während der Verklappung (2005 und 2016, s. oben)
- Mathematische Simulationen der Verdriftung (2005, 2006 und 2016)

b) Betrachtung der Einzelaspekte der berücksichtigten Untersuchungen

Aufgrund der Peilgenauigkeit von 25 cm ist eine Volumenermittlung im Bereich der Einbringstelle nicht sehr präzise (Kapitel 4.2.1). Wie bereits in früheren Jahresberichten dargestellt, lässt sich der verdriftete Anteil der einzelnen Kornfraktionen durch eine Kombination von Peil- und Texturdaten

dennoch annähernd abschätzen (E3-Jahresbericht der HPA, 2011). Hierzu wird zunächst die Volumendifferenz der Peilungen zugrunde gelegt, durch die sich das Auftragsvolumen des Baggergutes ermitteln lässt. Als Differenz zwischen den Peilungen aus 2005 und Mai 2018 ergibt sich für den 1-km-Kreis damit ein Volumen von 2,8 Mio. m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2017) und für die Differenz 2005 zu Mai 2019 ein Volumen von 3,2 Mio. m³ (Verbringungen 2005 bis 2010 sowie 2014 bis 2018).

Wird die Differenz betrachtet, die innerhalb eines Jahres im zentralen Einbringbereich ermittelt wurde (= 1,5-km um die Zentrumskoordinate Ost), werden für die Verbringung in 2017 (Differenz der Peilungen 2018 zu 2017, 1,5-km-Kreis) und für die Verbringung in 2018 (Differenz der Peilungen 2019 zu 2018, 1,5-km-Kreis) Differenzen von ca. 520.000 m³ resp. 405.000 m³ festgestellt (Kapitel 4.2.1).

Werden die Peilungsdaten mit den Texturdaten kombiniert, so zeigt sich, dass das Baggergut eine West-Nordwest-Ost-Südost orientierte Aufhöhung gebildet hat, die insbesondere im Bereich der Klappstelle Süd eine sandigere Textur aufweist als der native Gewässergrund (Kapitel 4.3.2). Mit den Werten für das Volumen und der Textur des vor der Verbringung in der Delegationsstrecke beprobten als auch des abgelagerten Baggergutes wurde mit Annahmewerten für die Lagerungsdichte eine Wiederfindung der einzelnen Kornfraktionen im Bereich der Verbringestelle abgeschätzt. Für den Zeitraum 2005 bis 2015 wurde dabei ein Radius von 1,0 km zugrunde gelegt und für den Zeitraum 2016 bis 2018 - aufgrund der weiteren Ausbreitung der Baggergutaufgabe (Kap. 4.3.2) und der größeren Ausdehnung der gepellten Fläche (Kap. 4.2.1) - ein Radius von 1,5 km.

Nach dieser Rechnung werden von den 2005 bis 2015 zur Tonne E3 verbrachten feinen Fraktionen des Baggergutes (< 20 µm und 20 bis 63 µm) insgesamt jeweils zwischen 30 und 40 % noch im Bereich der Verbringestelle (1-km-Radius) wiedergefunden. Wird der Differenzenplot des 2-km-Kreises für die Jahre 2016 bis 2019 zugrunde gelegt, wird für die Verbringungen in den Jahren 2016, 2017 und 2018 eine mittlere Wiederfindung der feinen Fraktionen im 1,5-km-Kreis von 26 % und dementsprechend eine Verdriftung von 74 % über den 1,5-km-Kreis hinaus ermittelt (s. auch Kapitel 4.2.1). Damit ist im Gesamtzeitraum 2005 bis 2018 von einer Verdriftung von ungefähr 70 % der feinen Fraktionen über den 1,5-km-Kreis hinaus auszugehen, die aber in Verbindung mit der Auswertung der nachfolgenden Untersuchungen, insbesondere der Sedimentchemie, zu keinen messbaren Effekten außerhalb des in Abschn. 4.3.2 dargestellten Bereichs der Baggerguteinmischung (Abbildung 4-14) geführt hat. Für die Fraktion des feinen Feinsandes (63 bis 100 µm) wird eine Verdriftung von knapp 50 % geschätzt. Umweltauswirkungen von verdriftenden Anteilen auf angrenzende Gebiete, wie Küsten- und Schutzgebiete, werden nicht festgestellt. Die gröberen Sande bleiben nach bisherigen Kenntnissen vollständig auf der Klappstelle. Insgesamt ist damit von einem Verbleib von etwas mehr als der Hälfte des gesamten Materials im 1,5-km-Kreis auszugehen.

Diese Rechnungen sind aufgrund der Unsicherheiten (u.a. Peilgenauigkeit und getroffene Annahmen der Lagerungsdichten) nur als sehr grobe Abschätzungen zu verstehen. Die Daten zur Sedimentchemie, die außer im direkten Verbringbereich auch in der unmittelbaren sowie weiteren Umgebung bis in eine Ausdehnung von 6 km, teilweise auch bis in 9 resp. 12 km Entfernung sowie an Wattmessstellen auf schleswig-holsteinischem und niedersächsischem Gebiet erhoben werden (Kapitel 4.3.2 und Kapitel 4.9), lassen Rückschlüsse auf potenzielle verklappungsbedingte Effekte zu. Diese Daten zeigen außerhalb der Baggergutaufgabe und dem sie umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung, der mittlerweile einen Umkreis von 1-km im Norden, 1,5 km im Süden bis jeweils 2 km bis an zwei Punkten eventuell maximal 3-km im Südosten und Nordwesten umfasst,

von 2005 bis 2018 keine Erhöhung der chemischen Belastung an (Kapitel 4.3.2). Dies schließt eine geringfügige Ablagerung von verdrifteten Materialien im weiteren Bereich des Schlickfallgebietes nicht aus, zeigt jedoch, dass es sich hierbei nicht um quantitativ nennenswerte Mengen handeln kann. Die niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattmessstellen, die seit 2007 beprobt werden, zeigen keine Auswirkungen der Baggergutverklappungen bei Tonne E3 an (Kapitel 4.9).

Zur direkten Ermittlung der Verdriftung während einer Verklappung wurden im Herbst 2005 und erneut im Herbst 2016 aufwändige ADCP-Messungen (ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler) durchgeführt. Mittels ADCP kann die beim Verklappen entstehende Feststoffwolke in der Wassersäule sowohl über die Zeit als auch in der Tiefe sichtbar gemacht werden.

Die Messungen zeigen, dass der größte Teil des Materials innerhalb kürzester Zeit zu Boden sinkt und sich direkt im Anschluss als Dichteströmung weiter seitlich ausbreitet (Abbildung A-2 im Anhang). Insgesamt lag die festgestellte maximale Ausbreitung der Schwebstoffwolke im September 2016 bei 5 km und war damit nicht so weit wie die maximale Ausbreitung bei der Kampagne 2005 mit 6 km, obwohl im Jahr 2016 teilweise feineres Baggergut als im Jahr 2005 eingebracht wurde. Insgesamt konnte bei Betrachtung der Messungen aus den Jahren 2005 und 2016 während vergleichbarer Tiderandbedingungen und Baggergutzusammensetzungen aber ein ähnliches Ausbreitungsverhalten beobachtet werden. Durch die Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass keine messbare Konzentration an Schwebstoffen aus den Verbringungen in das FFH-Gebiet/Nationalpark Wattenmeer eingetragen wird. Eine Trübungswolke, die den Nationalpark oder die Watten erreicht, kann damit ausgeschlossen werden.

Um Aufschluss über den weiteren Verbleib der feinen Schwebstoffe auch in den niedrigen Konzentrationsbereichen zu erhalten, die durch Messungen nicht mehr erfasst werden können, wurden zudem von der BAW in den Jahren 2005 und 2006 sowie im Jahr 2016 mathematische Simulationen der Sedimentausbreitung durchgeführt (E3-Jahresbericht der HPA, 2006; Auswirkprognose der BfG, 2016). Hierzu wurde ein hochauflösendes dreidimensionales Rechenmodell der Nordsee eingesetzt, in dem sowohl der Einfluss des Salzgehaltes als auch meteorologische Einflüsse berücksichtigt sind.

Für die Modellierung wurde angenommen, dass das gesamte Baggergut in Suspension (zu 100% als Suspensionskonzentration) eingebracht wird. Diese modelltechnisch vereinfachte Annahme bildet somit ein Worst-Case-Szenario ab, da die anfängliche Verdriftung maximal ist und somit vermutlich zu größeren Transporten und stärkeren Akkumulationen als in der Realität führt. Für das Schlickfallgebiet ergibt sich eine temporäre Erhöhung der mittleren Schwebstoffkonzentration um maximal 1-1,5 mg/l. In noch größerer Entfernung ist die Intensität der Verbringung deutlich mit einem zeitlichen Versatz von 5-6 Wochen zu erkennen. Die mittleren verbringungsbedingten Schwebstoffkonzentrationen steigen dann von ca. 0,25 mg/l auf maximal 0,5 mg/l an und fallen danach langsam wieder ab. Im Modell erreicht die Schwebstoffkonzentration aus der Baggergutverbringung also nur lokal begrenzt und kurzzeitig Werte über 1 mg/l, liegt also im küstennahen Gebieten und in den Schutzgebieten weit unter den natürlichen Schwebstofffrachten. Die Erhöhung der Trübung ist vor dem Hintergrund der dynamischen Prozesse im großräumigen Untersuchungsgebiet als gering einzustufen. Die gemessene natürliche Variabilität von temporären Schwebstoffkonzentrationsänderungen liegt küstennah zwischen 5 und 50 mg/l (BSH, 2009), und im Bereich des Schlickfallgebiets ggfs. sogar darüber. Diese berechneten Modellierungsergebnisse bestätigen somit auch in dieser Hinsicht die in der Natur mittels ADCP gemessenen Vorgänge, nach denen Schutzgebiete oder die Watten nicht beeinträchtigt werden.

c) Abschließende Bewertung

Zusammenfassend ergibt sich aufgrund von Untersuchungen und Modellierungen folgendes Bild: Das Material sinkt innerhalb kurzer Zeit zu Boden und breitet sich dort als räumlich begrenzte bodennahe Dichteströmung seitlich aus. Ungefähr die Hälfte des bei der Tonne E3 im Zeitraum 2005 bis 2018 eingebrachten Materials ist im Bereich des 1,5-km-Kreises zur Ablagerung gekommen. Die Untersuchungen im verbringungsfreien Zeitraum (Frühjahr 2010 bis Sommer 2014) haben gezeigt, dass dieses Material dort im Wesentlichen lagestabil verbleibt. Entstehende, über den 1-km-Kreis hinausreichende Trübungswolken sind nach spätestens 4 bis 5 Stunden und einer Entfernung von 5 bis 6 km als Konzentrationen nicht mehr zu erfassen. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen in der Umgebung außerhalb der Baggergutaufgabe und dem diese umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung werden bis einschließlich 2018 nicht festgestellt und sind nach den Ergebnissen der mathematischen Simulationen auch nicht zu erwarten. Eine Beeinträchtigung sowohl von näher gelegenen Gebieten, wie z.B. Helgoland und Schutzgebieten, als auch von den weiter entfernten Wattflächen durch die Verdriftungen kann nach diesen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

4.3 Sedimentuntersuchung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: Das künftige Raster der Probennahmen im Einbringungsbereich und dessen Umfeld ist an die zu erwartende Form und Größe der Baggergutaufgabe anzupassen und z. B. in den Randbereichen entsprechend der Abstimmungen innerhalb der Monitoring-AG zu verdichten sowie konzentrisch um die neuen Einbringzentren anzuordnen. Wegen der vergrößerten Fläche der gesamten Einbringbereiche ist die weitere Unterteilung in verschiedene Probennahmebereiche mit entsprechender Probenzahl und die Erhöhung der Anzahl der zu beprobenden Bereiche im Vergleich zum bisherigen Monitoring im Rahmen der Monitoring-AG zu prüfen. Die Probennahmeraster für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen sind aufeinander abzustimmen.

Für eine Verdichtung von Stationen für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen insbesondere im Einbringbereich wurde von der BfG ein Vorschlag erarbeitet, über den am 24.8.2016 in der Monitoring-AG abgestimmt wurde (s. Tabelle 4.3-1, Abbildung 4-5). In den Jahren 2017 und 2018 wurden die Beprobungen im Wesentlichen nach diesem abgestimmten Untersuchungsrahmen durchgeführt. Hierbei gab es zwei Abweichungen, die im Folgenden erläutert werden.

Im Rahmen der Anpassung des Monitoringprogramms, die am 16. August 2017 zwischen MELUND, LLUR und HPA vereinbart wurde (s. Beginn Kapitel 4), wurden für das Jahr 2017 erneut zwei Ausfahrten (Mai und September) zur Beprobung der Sedimente für Textur- und Schadstoffanalysen sowie für ökotoxikologische Untersuchungen geplant. Bei der Ausfahrt im September 2017 sollte aber auf die Beprobung des 3-km-Kreises und der Strahlen in 9/12-km-Entfernung verzichtet werden, um den Analyseaufwand zu minimieren und damit die Bearbeitungszeit im Labor zu verkürzen. Nach einer Auswertung der BfG haben saisonale Effekte keine Auswirkung auf die Zusammensetzung der Sedimente, so dass von einer zweimal jährlichen Analyse außerhalb des Einbringbereichs kein gesonderter Erkenntnisgewinn erwartet wurde. Die Beprobung im Einbringbereich wurde dabei aber weiter nach dem verdichteten Raster (s. o.) durchgeführt. Da die Reduzierung der Stationen zu einzelnen Terminen in einem Teil der Gebiete die Auswertungen von Entwicklungen über die Zeit aber doch erschwert hat (s. unten), wurde im Jahr 2018

zu beiden Beprobungsterminen wieder der volle Umfang der Textur und Schadstoffanalysen in allen Gebieten durchgeführt.

Die in Abschnitt A Ziffer 1 des Einvernehmens festgelegten Einbringbereiche um die Zentralkoordinate Ost (1,5-km-Radius) sowie um die Zentralkoordinaten Süd, West und Nord (je 1-km-Radius) wurden nach einer Änderung des Einvernehmens vom 18. Juni 2018 zu einem gemeinsamen Einbringbereich zusammengefasst (s. Kapitel 6). Dieser ergibt sich aus der Überlagerung der Einzelbereiche. Er bildet einen Kreis mit einem Radius von 1,5-km um die Zentralkoordinate Ost ergänzt um eine Ausbuchtung im Westen durch den 1-km-Radius der Zentralkoordinate West. Im Jahr 2018 wurde zur Beprobung des gesamten Einbringbereichs das Monitoringprogramm um vier Stationen zur Sedimentbeprobung auf dieser Ausbuchtung im Westen ergänzt (Abbildung 4-6).

4.3.1 Beprobung der Sedimente

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: *Das künftige Raster der Probennahmen im Einbringungsbereich und dessen Umfeld ist an die zu erwartende Form und Größe der Baggergutaufgabe anzupassen und z. B. in den Randbereichen entsprechend der Abstimmungen innerhalb der Monitoring-AG zu verdichten sowie konzentrisch um die neuen Einbringzentren anzuordnen. Wegen der vergrößerten Fläche der gesamten Einbringbereiche ist die weitere Unterteilung in verschiedene Probennahmebereiche mit entsprechender Probenzahl und die Erhöhung der Anzahl der zu beprobenden Bereiche im Vergleich zum bisherigen Monitoring im Rahmen der Monitoring-AG zu prüfen. Die Probennahmeraster für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen sind aufeinander abzustimmen.*

Für eine Verdichtung von Stationen für die Untersuchungen des Makrozoobenthos, der Korngrößenverteilung, der Schadstoffgehalte und der ökotoxikologischen Untersuchungen insbesondere im Einbringbereich wurde von der BfG ein Vorschlag erarbeitet, über den am 24.8.2016 in der Monitoring-AG abgestimmt wurde (s. Tabelle 4.3-1, Abbildung 4-5). In den Jahren 2017 und 2018 wurden die Beprobungen im Wesentlichen nach diesem abgestimmten Untersuchungsrahmen durchgeführt. Hierbei gab es zwei Abweichungen, die im Folgenden erläutert werden.

Im Rahmen der Anpassung des Monitoringprogramms, die am 16. August 2017 zwischen MELUND, LLUR und HPA vereinbart wurde (s. Beginn Kapitel 4), wurden für das Jahr 2017 erneut zwei Ausfahrten (Mai und September) zur Beprobung der Sedimente für Textur- und Schadstoffanalysen sowie für ökotoxikologische Untersuchungen geplant. Bei der Ausfahrt im September 2017 sollte aber auf die Beprobung des 3-km-Kreises und der Strahlen in 9/12-km-Entfernung verzichtet werden, um den Analyseaufwand zu minimieren und damit die Bearbeitungszeit im Labor zu verkürzen. Nach einer Auswertung der BfG haben saisonale Effekte keine Auswirkung auf die Zusammensetzung der Sedimente, so dass von einer zweimal jährlichen Analyse außerhalb des Einbringbereichs kein gesonderter Erkenntnisgewinn erwartet wurde. Die Beprobung im Einbringbereich wurde dabei aber weiter nach dem verdichteten Raster (s. o.) durchgeführt. Da die Reduzierung der Stationen zu einzelnen Terminen in einem Teil der Gebiete die Auswertungen von Entwicklungen über die Zeit aber doch erschwert hat (s. unten), wurde im Jahr 2018 zu beiden Beprobungsterminen wieder der volle Umfang der Textur und Schadstoffanalysen in allen Gebieten durchgeführt.

Die in Abschnitt A Ziffer 1 des Einvernehmens festgelegten Einbringbereiche um die Zentralkoordinate Ost (1,5-km-Radius) sowie um die Zentralkoordinaten Süd, West und Nord (je 1-km-Ra-

dius) wurden nach einer Änderung des Einvernehmens vom 18. Juni 2018 zu einem gemeinsamen Einbringbereich zusammengefasst (s. Kapitel 6). Dieser ergibt sich aus der Überlagerung der Einzelbereiche. Er bildet einen Kreis mit einem Radius von 1,5-km um die Zentralkoordinate Ost ergänzt um eine Ausbuchtung im Westen durch den 1-km-Radius der Zentralkoordinate West. Im Jahr 2018 wurde zur Beprobung des gesamten Einbringbereichs das Monitoringprogramm um vier Stationen zur Sedimentbeprobung auf dieser Ausbuchtung im Westen ergänzt (Abbildung 4-6).

Das Probenahmeraster in den Jahren 2017 und 2018

Um die Auswirkungen auf die Sedimente im Verbringungsgebiet zu erfassen, wurde von der BfG zu Beginn des Monitorings im Jahr 2005 ein Probenahmeraster entworfen. Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde in das direkte Klappzentrum, ein Feld von 400x400 m, die dieses umgebende Verbringestelle (1-km-Radius), zwei umhüllende Ringe in zwei und drei Kilometer Abstand zum Zentrum der Verbringestelle, vier Strahlen nach Südost, Südwest, Nordwest und Nordost, die bis in zwölf Kilometer Entfernung reichen, sowie ein nördlich gelegenes, von den Verbringungen unbeeinflusstes Referenzgebiet, unterteilt (Abbildung 4-5, Abbildung 4-6). Im April 2008 erfolgte eine Verdichtung des Rasters im Bereich des 1-km-Ringes. Zudem wurden die Beprobungsstationen im August 2008 um einen Ring aus 20 Probenpunkten in 1,5 km Entfernung vom Klappzentrum erweitert. Für die Positionen im Klappzentrum sowie für die ab 2008 neu hinzugekommenen Positionen innerhalb der Verbringestelle und im 1,5-km Ring liegt somit keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vor. Ab September 2016 erfolgte eine erneute Verdichtung des Probenrasters gemäß der Maßgabe 2.22 des Einvernehmens. Die BfG erarbeitete im Sommer 2016 einen Vorschlag zu der geforderten Verdichtung von Stationen insbesondere im Einbringbereich, über den am 24.8.2016 in der Monitoring-AG abgestimmt wurde.

Aufgrund des Wechsels des Klappfeldes von K-Ost auf K-Süd im Oktober 2016 wurde auf dem neuen Klappfeld sowohl für Makrozoobenthos als auch für Textur und Chemie die Stationszahl so erweitert, dass nun 10 Stationen auf K-Süd vorliegen (Abbildung 4-6, Tabelle 4.3-1).

Auch auf den weiteren Klappfeldern West und Nord, die bisher noch nicht beaufschlagt waren, fand im September 2016 eine einmalige Beprobung von jeweils 10 Stationen als Status-Quo-Feststellung für die chemischen Untersuchungen statt. Zu den Beprobungsterminen im Jahr 2017 und 2018 wurden von diesen Stationen drei in das reguläre Monitoringprogramm mit aufgenommen. Darüber hinaus wurde das Stationsnetz für die chemischen Analysen seit 2016 und auch in den Jahren 2017 und 2018 um eine Station im 1-km, vier Stationen im 1,5-km und drei Stationen 2-km-Kreis erweitert (Stationen: 6 (1-km), 234 (1,5-km), 235 (1,5-km), 236 (1,5-km), 239 (1,5-km), 27 (2-km), 35 (2-km), 39 (2-km); s. Abbildung 4-6). Im Mai 2018 wurden noch vier Stationen auf dem Rand des 1-km-Kreises West hinzugenommen (s. Kasten zu Beginn dieses Kapitels; Stationen 241-244; Abbildung 4-6). Die Sedimentproben werden mit einem Van-Veen-Greifer mit Klappen entnommen und auf einen Parameterumfang gemäß den Anforderungen der GÜBAK (2009) untersucht.

Um der Forderung des Einvernehmens entsprechend Maßgabe 2.20 Rechnung zu tragen, nach der die Verschlickung vor Helgoland ausgeschlossen werden soll, wurde im Jahr 2016 das Raster um einen Strahl von Proben Richtung Helgoland erweitert. An diesen Proben wird die Textur erhoben, an den Stationen 172 und 173 werden auch chemische Untersuchungen durchgeführt. An den Stationen südlich vor Helgoland (174, 175) wird darauf verzichtet, da der Feinkornanteil zu gering ist (s. Abschn. 4.3.1). Damit sind die Stationen für die chemischen Messungen von 52 im April 2016 nach Maßgabe 2.22 auf 75 im Jahr 2017 und 79 im Jahr 2018 erweitert worden. Die Texturanalysen wurden von 96 Stationen im April 2016 auf 121 im Jahr 2017 und 125 im Jahr 2018

verdichtet. Die Verdichtung ist dabei jeweils vorwiegend auf den Einbringbereich und das ihn umgebende Nahfeld konzentriert (s. Tabelle 4.3-1, Abbildung 4-5).

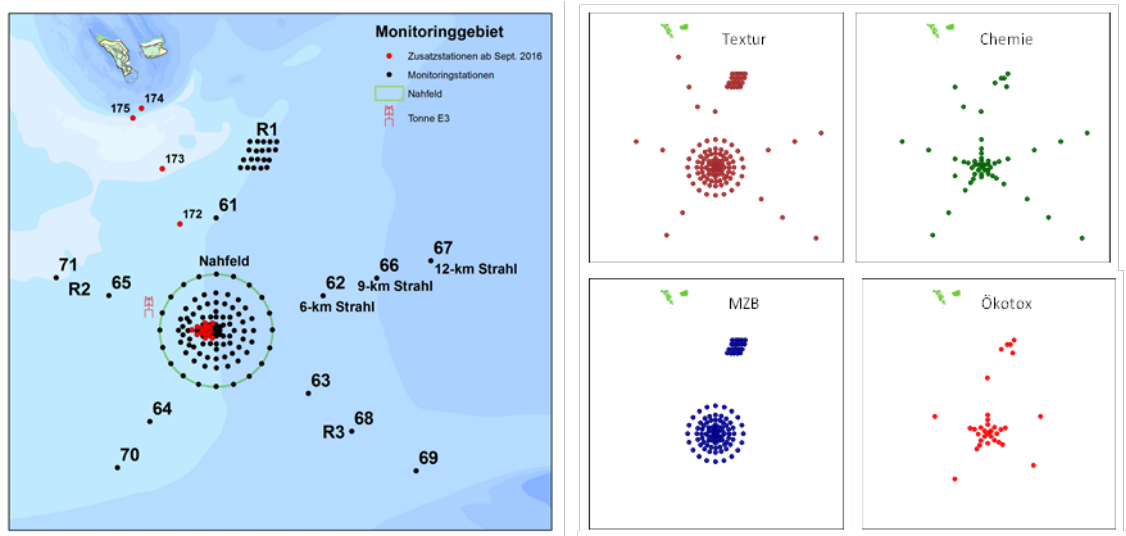


Abbildung 4-5 Stationsnetz 2017 und 2018

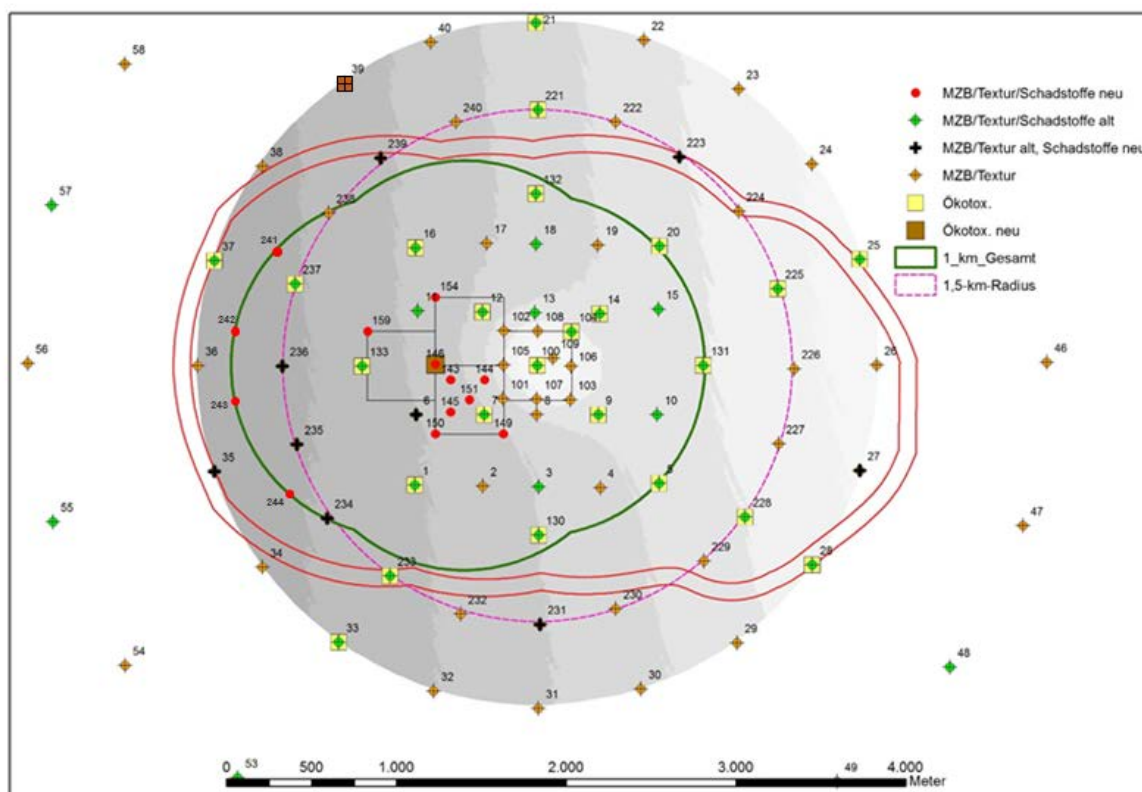


Abbildung 4-6 Stationsnetz im Nahbereich der Verbringestelle (2-km-Kreis) im Jahr 2017 und 2018 (Stationen 241, 242, 243, 244 ab Mai 2018 beprobt. Der rosafarbene Kreis (1,5-km-Radius) mit der Ausbuchtung in grün im Westen mit den Stationen 241-244 stellt den Einbringbereich dar, s. Text im Kasten am Anfang des Kapitels

Tabelle 4.3-1 Anzahl der pro Termin beprobten Sedimentstationen in den Jahren 2017 und 2018

Ort	Bereich	Mai 2017 / Mai 2018				Sept 2017 / Sept 2018		
		Textur	Chemie	Biotest	Benthos	Textur	Chemie	Biotest
K-Ost	400x400m	8	2	2	8	8	2	2
K-Süd	400x400m	10	8	2	10	10	8	2
Verbringstelle	1-km	23	20	11	20/25	23	20	11
	1,5-km	20 / 24*	11 / 15*	5	20	20 / 24*	11 / 15*	5
Nahfeld	2-km	20	8	6	20	20	8	6
	3-km	20	6		20	0 / 20**	0 / 6**	
Fernfeld	6-km	5	5	5		5	5	5
	9/12-km	10	10			0 / 9	0 / 9	
Referenz		5	5	5	20	5	5	5
Summe		121 /	75 / 79	36	118 / 123	91 / 124	59 / 78	36

* Ab Mai 2018 mit vier Proben Textur und Chemie zusätzlich auf der Ausbuchtung des 1-km-Kreises um die Zentralkoordinate West (s. Text)

** Im September 2017 eingeschränktes Untersuchungsprogramm ohne 3-km-Kreis und ohne 9/12-km-Fernfeld (s. Text)

Die Beprobung der Bioteste war mit 34 Proben für ökotoxikologische Testverfahren bis zum April 2016 bereits sehr umfangreich gewesen und an der Grenze der Laborkapazität. Da die Möglichkeit einer Erweiterung damit sehr begrenzt ist, wurden nur zwei neue Stationen hinzugenommen (39 (2-km) und 146 (1-km); Abbildung 4-6).

4.3.2 Körnung und Schadstoffbelastung der Sedimente

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.20: Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf geschützte Gebiete in schleswig-holsteinischen Küstengewässern, insbesondere maßnahmenbedingte Verschlickungen in umliegenden Hartboden-Lebensräumen wie z.B. der Tiefen Rinne und dem NSG Helgoländer Felssockel, auszuschließen sind, müssen ökologische Untersuchungen an weiteren geeigneten und mit dem MELUR abzustimmenden Messstellen durchgeführt und diese zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.

Im Jahr 2016 wurden in Richtung Helgoland in Abstimmung mit dem MELUND neue Sedimentstationen eingerichtet und in den Jahren 2016, 2017 und 2018 beprobt (Stationen 172, 173, 174 und 175; Abbildung 4-5). Die Stationen 174 und 175 in der Nähe von Helgoland sind durch kiesiges bis sandiges Material geprägt und zeigen keine Anzeichen einer Verschlickung (für ökologische Untersuchungen s. Kapitel 4.6).

Maßgabe 2.13: Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden.

Im Kapitel 4.3.2 erfolgt durch Vergleiche der Sedimente mit der Umgebung sowie der Nullbeprobung im Jahr 2005 eine möglichst genaue Erfassung der Baggergutauflage und damit auch der baggergutbedingten Veränderung der Sedimentqualität (s. unten, Maßgabe 2.23). Zu den Beprobungsterminen in beiden Jahren wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede der ökotoxikologischen Belastung zwischen dem Einbringbereich, dem Nahfeld, dem Fernfeld und dem Referenzgebiet ermittelt (s. Abschn. 4.3.3). Die Auswertung der Ergebnisse der Bioakkumulation ergab für die Pfeffermuschel, die Wellhornschnecke und die Scholle bei den einzelnen chemischen Parametern keine signifikanten Unterschiede zwischen den Proben des – den Einbringbereich umgebenden – Außenbereichs im Vergleich zu den jeweiligen Referenzgebieten (Wellhornschnecke Kapitel 4.7.1, Pfeffermuschel Kapitel 4.7.2, Scholle Kapitel 4.7.4). Bei der Kliesche (Kapitel 4.7.3) wurde in den Lebern im Jahr 2018 eine temporäre Anreicherung im Außengebiet für den Parameter op-DDD festgestellt. Eine Nachuntersuchung im Frühjahr 2019 an Klieschenlebern ergab keine maßgabenrelevanten Anreicherungen.

Maßgabe 2.21: (...) *Die Verdriftung der Feinkornfraktion in der Umgebung des genutzten Einbringbereiches wird darüber hinaus weiterhin im Rahmen des regulären Monitorings durch die Entnahme schichtenauflösender Proben (Kastengreifer) und deren Analyse auf Schadstoffbelastungen überwacht. (...)*

Im Rahmen des regulären Monitorings wurden Sedimentproben im Einbringbereich sowie der näheren und weiteren Umgebung mittels Greifer entnommen und auf Textur- und Schadstoffgehalte analysiert (s. Kapitel 4.3.2 b) und c); s. auch Maßgabe 2.22, Beginn Kapitel 4.3).

Zusätzlich wurden im September 2017 schichtauflösende Proben (Kernproben mittels Frahmplot) an drei der vier Eckpunkte des Klappfeldes Süd, im Südosten auf dem 1,5-km-Kreis und in derselben Richtung auf dem 2-km-Kreis entnommen (Abbildung 4-15). Im Mai 2018 wurden Kernproben von Südosten nach Südwesten entlang des 1,5-km-Kreises gezogen. Im September 2018 wurden sechzehn Kernproben auf dem 2-km-Kreis entnommen (Abbildung 4-16). Die Analysen dieser Proben dienen zusammen mit den Ergebnissen der Peilung aus den Jahren 2017 und 2018 (s. Maßgabe 2.23; Kapitel 4.2) zum einen der möglichst exakten Bestimmung der Form der Baggergutauflage und zum anderen dem Nachweis, dass außerdem in der näheren und weiteren Umgebung dieser Auflage inklusive den sie umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung keine signifikante baggergutbedingte Verschlechterung der Sedimentqualität zu verzeichnen ist.

Maßgabe 2.23: *Um die Baggergutauflage möglichst exakt erfassen zu können, sind an geeigneten Stellen Kernproben zu entnehmen sowie mindestens einmal jährlich die laut Antragsunterlagen prognostizierte weitgehende Lagestabilität der verbrachten Sedimente im Einbringungsbereich zusätzlich durch Peilungen zu überwachen.*

Um das Aufwachsen sowie die Lagestabilität der Baggergutauflage möglichst exakt erfassen zu können wurden im September 2017 im Bereich der neuen Klappstelle K-Süd drei Frahmplotproben entnommen (Abbildung 4-15, Proben 146, 149, 150). Eine Peilung im 2-km-Kreis wurde im Mai 2017 und Mai 2018 durchgeführt (s. Kapitel 4.2.1). Zur möglichst exakten Erfassung der Baggergutauflage s. ansonsten oben (Maßgabe 2.21).

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Nach Maßgabe 2.23 der aktuellen Zulassungen zur Verbringung von Baggergut zur Tonne E3 ist die Form und Ausdehnung der Baggergutauflage sowohl durch die Analyse von Sedimentproben als auch durch die Auswertung von Peildaten (Kapitel 4.2) möglichst exakt zu erfassen. Grundsätzlich kann eine baggergutbedingte Veränderung der Gewässersohle außer durch volumetrische Analysen auch über eine Veränderung der chemisch-physikalischen sowie über die chemische Sedimentcharakteristik festgestellt werden. Hierbei können die Begriffe „Baggergutauflage“ und „Bereich der Baggerguteinmischung“ unterschieden werden. Die Baggergutauflage ist hierbei definiert als der Bereich, der durch Peilungen ermittelt werden kann und im Kapitel 4.2.1 dargestellt

ist (Abbildung 4-1; Abbildung 4-2). Im Zentrum der Baggergutauflage ist ein deutlich herausgehobener Ablagerungskörper erkennbar, der durch eine sandigere Textur gekennzeichnet ist. Der umgebende Teil der Baggergutauflage wird zu den Rändern hin zunehmend schlickiger, ist flächenhaft ausgebreitet und eher eben.

Um den Bereich der Baggergutauflage herum schließt sich der Bereich der Baggerguteinmischung an. Beim Verbringvorgang verdriften Sedimente aus dem direkten Verbringzentrum resp. der Baggergutauflage in die unmittelbare Umgebung und werden dort, z. B. infolge von Bioturbation, in die obere Sedimentschicht eingemischt. Da hierdurch keine bzw. eine nur sehr geringe Volumenveränderung zu erwarten ist, kann eine Baggerguteinmischung nicht durch die Auswertung von Peildaten erkannt werden. Ein Nachweis ist im näheren Bereich ggf. durch Veränderungen bei der Korngrößenverteilung, auf jeden Fall durch veränderte Schadstoffgehalte möglich.

Im Untersuchungsgebiet wurden im Mai und im September 2017 und 2018 Sedimente mittels Greifer entnommen und hinsichtlich ihrer Korngrößenverteilung und ihres Schadstoffgehaltes analysiert (s. Kapitel 4.3.2c). Außerdem wurden insgesamt 32 schichtenauflösende Kernproben mittels eines Frahmlothes gezogen: Im September 2017 waren es drei auf den Eckpunkten des Klappfeldes Süd, drei im Osten auf dem 1,5-km-Kreis und zwei im Osten auf dem 2-km-Kreis. Im Mai 2018 wurden vier im Südosten auf dem 1,5-km-Kreis und vier im Südwesten bzw. Westen auf dem 1,5-km-Kreis und im September 2018 sechzehn auf dem 2-km-Kreis genommen (Abbildung 4-15 und Abbildung 4-16).

Die Bestimmung der chemischen Parameter und die Korngrößenanalysen erfolgten sowohl hinsichtlich Parameterauswahl als auch Analyseverfahren gemäß den Vorgaben der GÜBAK (2009). Zusätzlich wurden die Schwermetall-Gesamtgehalte an allen Proben ermittelt. Darüber hinaus wurden im Jahr 2017 und 2018 - wie auch in den vorangegangenen Jahren - die für die Elbe relevanten Dioxine und Furane an ausgewählten Proben auf der Verbringstelle, im 12-km-Strahl und im Referenzgebiet untersucht.

Die baggergutbedingte Texturveränderung im Nahbereich wird mit dem Softwareprogramm Surfer in Form einer Isoliniendarstellung visualisiert. Hierfür werden jeweils die Mittelwerte der Beprobungen 2015 bis 2017 und 2016 bis 2018 verwendet, da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen würden (Abbildung 4-8 und Abbildung 4-9).

Bei den Sedimenten auf der Einbringstelle, im Nahbereich sowie bei weiter entfernt liegenden Stationen soll geprüft werden, ob eine Erhöhung der chemischen Parameter durch Baggergut festzustellen ist. Bei dem Vergleich von chemischen Analyseergebnissen ist zu berücksichtigen, dass die Gehalte der chemischen Parameter von der Zusammensetzung der Sedimente, insbesondere ihrem Feinkornanteil und ihrem Gehalt an organischen Bestandteilen, abhängen. Außerdem erschweren die natürliche räumliche und zeitliche Varianz sowie unvermeidliche methodisch bedingte Unsicherheiten von Messwerten den direkten Vergleich der Gehalte chemischer Stoffe in der Umwelt. Um Gehalte von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung miteinander vergleichen zu können, werden nach den Regeln der GÜBAK (2009) die Schwermetalle in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ gemessen. Die organischen Verbindungen werden aus methodischen Gründen in der Gesamtfraktion ermittelt und anschließend auf die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ normiert.

Für eine Prüfung, ob an den einzelnen Stationen im Nahbereich eine Erhöhung der chemischen Parameter festzustellen ist, wurden die Werte für die 19 Prüfparameter der GÜBAK mit den Werten aus dem Jahr 2005 jeweils graphisch verglichen. Hierbei erfolgte ein Vergleich der Einzelstationen. Für die Stationen aus dem Einbringbereich und seiner Umgebung, die in den Jahren 2008 und 2016 in das Messprogramm aufgenommen wurden, liegt keine Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 vor. Für diese Stationen wurde der Mittelwert der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 aller

Stationen im Bereich 1-km bis 3-km als Mittelwert für den Hintergrundwert des Nahbereichs verwendet.

Als Hilfsgröße zur Abschätzung eines signifikanten Unterschieds bei Einzelwerten wurde das von HLUG (2002) vorgeschlagene Verfahren verwendet, da der Vergleich von Einzelwerten nicht mit anderen statistischen Verfahren, wie beispielsweise varianzanalytischen Berechnungen, durchgeführt werden kann. Nach HLUG (2002) wird die Standardabweichung (Variationskoeffizient) zunächst aus Doppelbestimmungen errechnet. Wird sie mit dem Faktor 2 multipliziert, stellt sie nach HLUG (2002) den Bereich der Messunsicherheit dar, in dem der tatsächliche Wert mit einer 95%igen Wahrscheinlichkeit liegt.

Hierfür werden die verdeckten Doppelbestimmungen aus den Kampagnen 2005 bis 2018 herangezogen, für die mittlerweile 130 Wertepaare vorliegen (Tabelle A-35). Nach dem HLUG-Verfahren zeigen die Schwermetalle mehrheitlich Variationskoeffizienten um die 10 %. Der Wert für Quecksilber liegt bei 21 % und damit etwas höher. Die PAK-Verbindungen, die DDT-Isomere sowie die PCB-Verbindungen zeigen sowohl als normierten als auch als nicht normierte Werte Messunsicherheiten von 15 bis 30 %, während die Werte für Hexachlorbenzol und pp-DDT noch darüber liegen (Tabelle A-35). Diese Werte sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als durchaus zufriedenstellend anzusehen.

In den drei Gebieten des Fernfeldes (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl und Referenzgebiet) erfolgt die Analyse der Sedimentchemie analog der im Nahbereich als Vergleich zwischen den Jahren 2017 resp. 2018 und 2005 pro Station (graphisch und mit Signifikanztest nach dem HLUG-Verfahren). Unterstützend wurde pro Gebiet eine zweifaktorielle Varianzanalyse mit den Faktoren Station und Beprobungstermin durchgeführt.

b) Korngrößenverteilung an der Verbringstelle und im Nahbereich

Durch das Einbringen des Baggerguts ändert sich laufend die Zusammensetzung der obersten Sedimentschicht im Einbringbereich (= 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate des Klappfeldes Ost mit der Ausbuchtung, die durch die Überlappung mit dem 1-km-Kreis um die Zentrumsordinate West entsteht, s. Kasten am Beginn des Kapitels 4.3-1). In den Grafiken (Abbildung 4-7, Abbildung 4-9 und Abbildung 4-8) ist die Ausdehnung der Sandauflage dargestellt. Der Sandumring, definiert als ein Bereich mit mehr als 50 % Sandanteil, wird hier aus den Körnungsdaten der Mittelwerte der Beprobungen 2015-2017 (Abbildung 4-8) und der Mittelwerte der Beprobungen 2016-2018 (Abbildung 4-9) dargestellt und mit den Körnungsdaten aus den Jahren 2014-2016 verglichen (Abbildung 4-7), da Einzelwerte aufgrund der heterogenen Zusammensetzung eine zu große Streuung aufweisen würden. Anhand der Körnungsänderung der obersten Sedimentschicht lassen sich die Ausbreitungsbereiche des sedimentierten Baggerguts erkennen. Aus den drei Grafiken ist ersichtlich, dass das Klappzentrum Ost und seine unmittelbare Umgebung durch die Entmischung des Baggerguts beim Einbringen durch eine sandige Auflage geprägt wird. Im Vergleich zur Situation 2014 bis 2016 zeigt sich in den Daten 2015 bis 2017 und 2016 bis 2018 eine Veränderung der Form und Ausdehnung der Sandfläche.

Während die Daten der Jahre 2014 bis 2016 im Osten eine Sandfläche über den 1,5-km-Kreis bis zum 2-km-Kreis anzeigten (Abbildung 4-7; E3-Jahresbericht der HPA, 2016), reicht diese unter Einbeziehung der Daten aus dem Zeitraum 2015 bis 2017 im Osten nur noch etwa 200 m über den 1-km-Kreis hinaus (Abbildung 4-8). Nach den Daten aus dem Zeitraum 2016 bis 2018 reicht die Sandauflage lediglich noch bis etwa 100 m an den Rand 1-km-Kreis heran (Abbildung 4-9). In dem östlichen Bereich ist also eine Verkleinerung der Sandauflage zu erkennen.

Auch im Süden ist eine Veränderung feststellbar. Die flächige Sandauflage hat sich im Zeitraum 2015 bis 2017 im Vergleich zu dem Zeitraum 2014 bis 2016 wenig verändert, es haben sich aber

drei kleinere einzelne Bereiche mit einem Sandanteil von unter 50 % ausgebildet (Abbildung 4-8). Im Zeitraum 2016-2018 ist innerhalb der flächigen Sandauflage südlich des Klappfeldes Ost ein einzelner etwas größerer Bereich mit einem geringeren Sandanteil von unter 40 % entstanden (Abbildung 4-9). In südwestlicher Richtung hat sich die Sandfläche über die Jahre 2017 und 2018 weiter ausgedehnt, so dass diese bezogen auf den Zeitraum 2016-2018 bis maximal 200 m an den 1-km-Kreis heranreicht. Im Norden hat über die betrachteten Zeiträume keine wesentliche Veränderung der Ausbreitung der Sandauflage stattgefunden.

Die beschriebenen Veränderungen sind zum einen darauf zurückzuführen, dass im Oktober 2016 von dem Verbringzentrum Ost auf das Verbringzentrum Süd gewechselt wurde. Zum anderen ist die Körnung des ausgebrachten Materials seit 2016 unter anderem auch aufgrund der Verbringung von Material aus den Landeshafengewässern generell feinkörniger geworden. Somit ist davon auszugehen, dass vor allem im Osten die sandige Fläche durch feines Baggergut überschlickt wurde und dafür im Südwesten das sandige Baggergut akkumuliert.

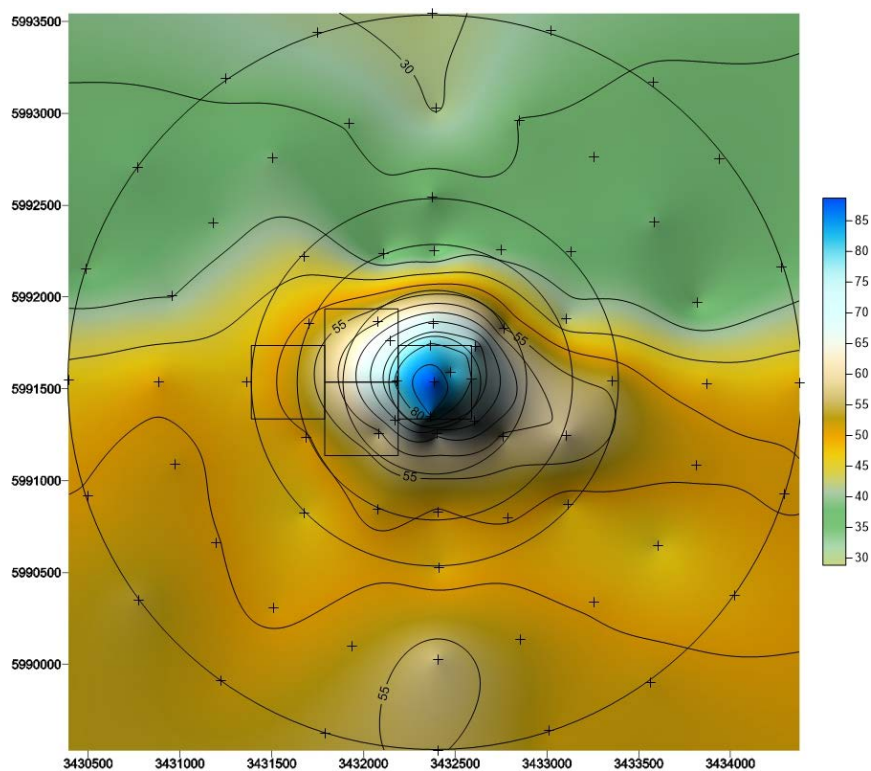


Abbildung 4-7 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2014 bis 2016)

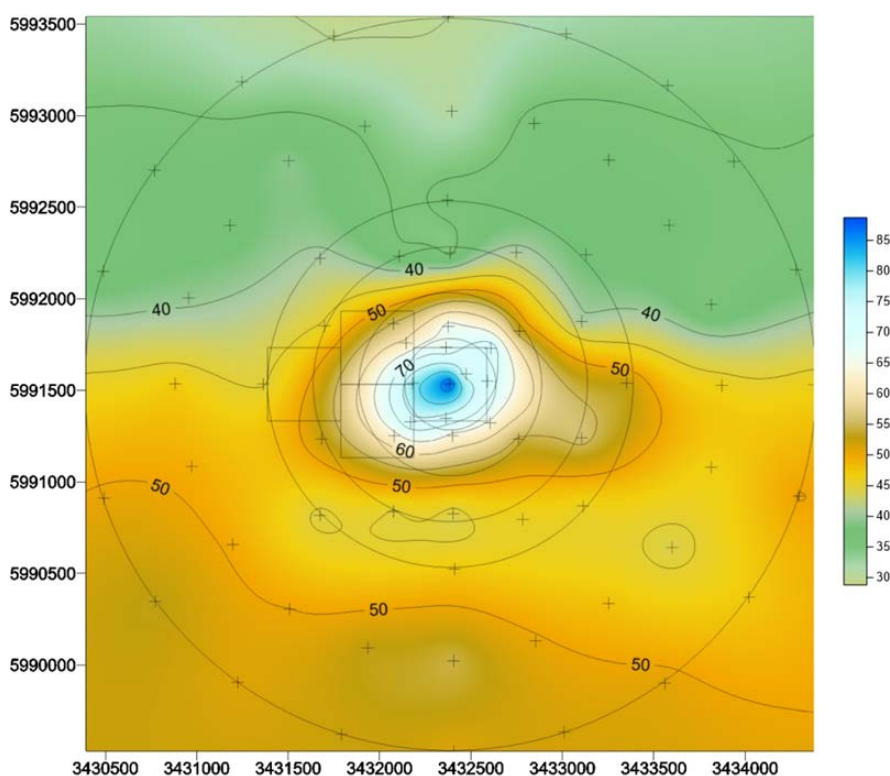


Abbildung 4-8 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2015 bis 2017)

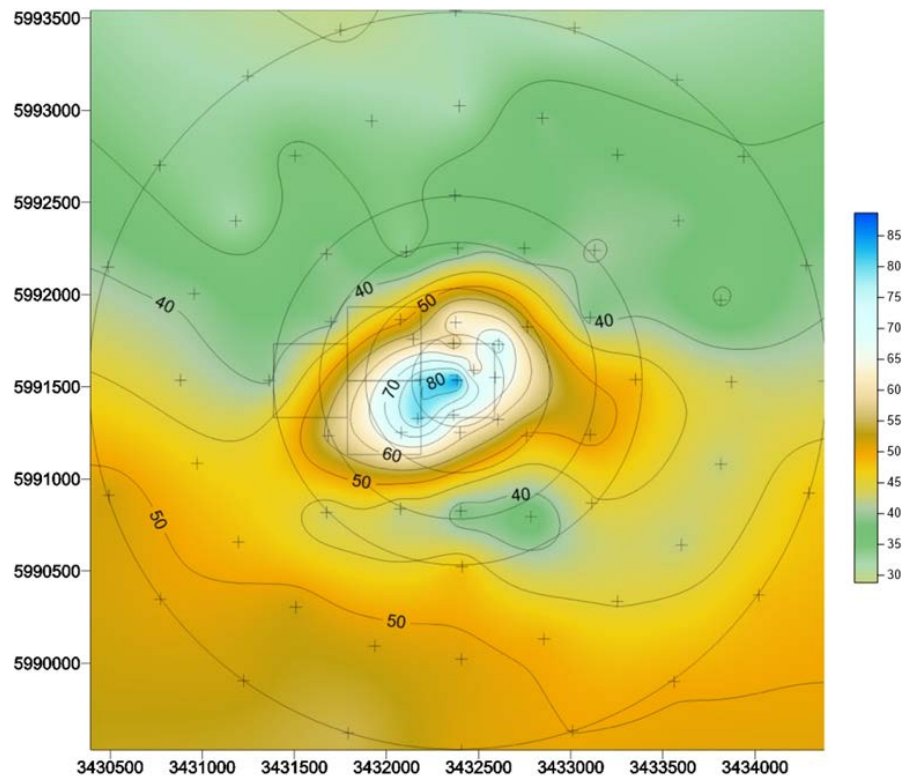


Abbildung 4-9 Sandige Auflage aus Baggergut im Nahfeld (2-km-Kreis). In der Farblegende ist der Sandanteil (Fraktion > 63 µm) als Gew.-% dargestellt (Werte aus den Beprobungen 2016 bis 2018)

c) Schadstoffbelastung der Sedimente

In Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-13 ist die Datenverteilung in den Jahren 2005 und in den Jahren 2017 und 2018 für den Gehalt an PAK (Summe 16) und für pp-DDD an den einzelnen Beprobungsstationen für die beiden Beprobungstermine getrennt exemplarisch dargestellt. Im Anhang sind als Überblicksstatistik alle Werte an der Verbringstelle (Klappzentrum, 1-km, 1,5-km) sowie die Werte aus der näheren und weiteren Umgebung (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km, Referenz) jeweils getrennt nach den vier Beprobungsterminen zusammengefasst (Tabelle A-27 bis Tabelle A-34).

Werden die Werte der Beprobungsstationen im Gesamtbereich betrachtet, so fällt auf, dass es im Bereich der so genannten "Elbfahne" (Abbildung 4-5, Stationen 62, 63, 66-69 im Abstrom der Elbe) auch schon vor Beginn der Verklappungen im Jahr 2005 höhere Werte gegeben hat als in den anderen Bereichen des Fernfelds (hier exemplarisch für PAK 16 und pp-DDD in Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-13, Stationen der Elbfahne s. Sternchen). Höhere Werte im Bereich der Elbfahne werden in allen bisherigen Untersuchungsjahren außer für PAK und pp-DDD auch für weitere elbetyrische Schadstoffe (u.a. Cadmium und Quecksilber < 20 µm, DDT und weitere Metabolite und PCB Summe 7) registriert (E3-Jahresberichte der HPA der Jahre 2006 bis 2016 sowie Auswertung der Daten des Jahres 2017 und 2018 im Fernfeld weiter unten in diesem Kapitel). Im Bereich des alten Klappzentrums Ost, des neuen Klappzentrums Süd und des umliegenden 1-km-Kreises um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost sind die Werte seit Beginn der Baggergutverklappung im Jahr 2005 erwartungsgemäß angestiegen und liegen im Jahr 2017 und 2018 an der Mehrzahl der Stationen signifikant oberhalb der Werte der Nullbeprobung im Juli 2005. Dies ist exemplarisch für PAK Summe 16 und pp-DDD in Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-13 zu erkennen und wird im Folgenden näher erläutert.

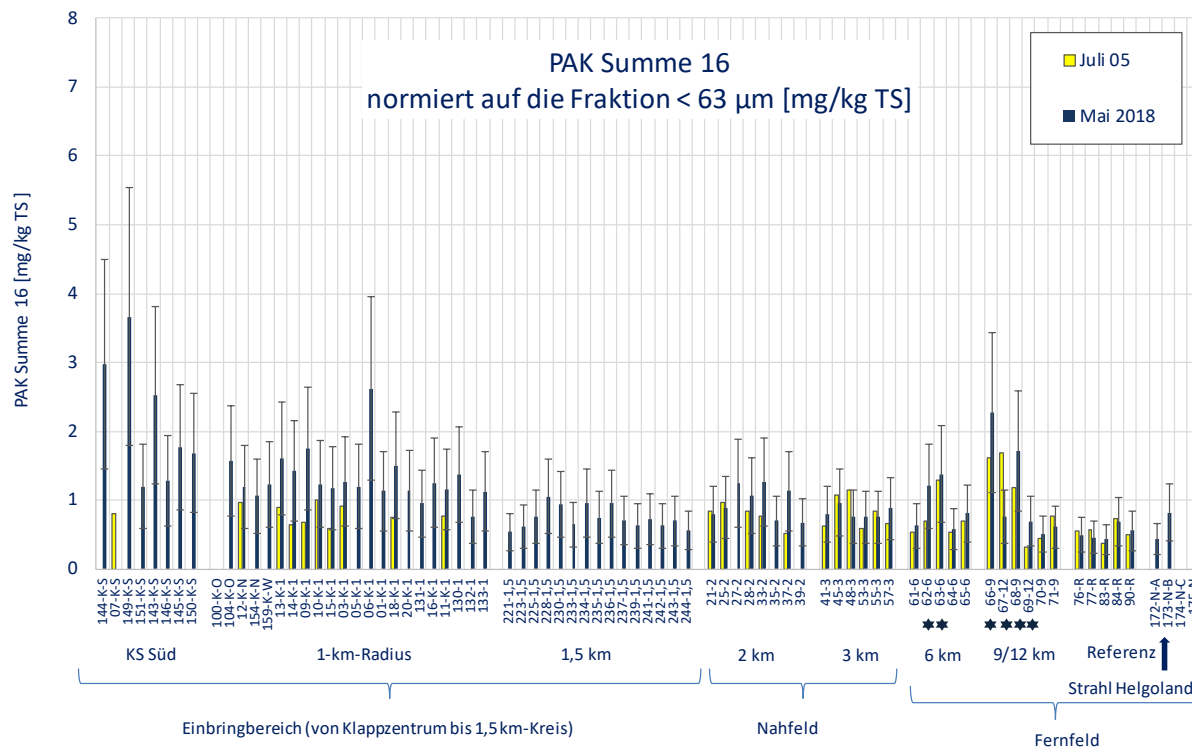


Abbildung 4-10 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und Mai 2018 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an

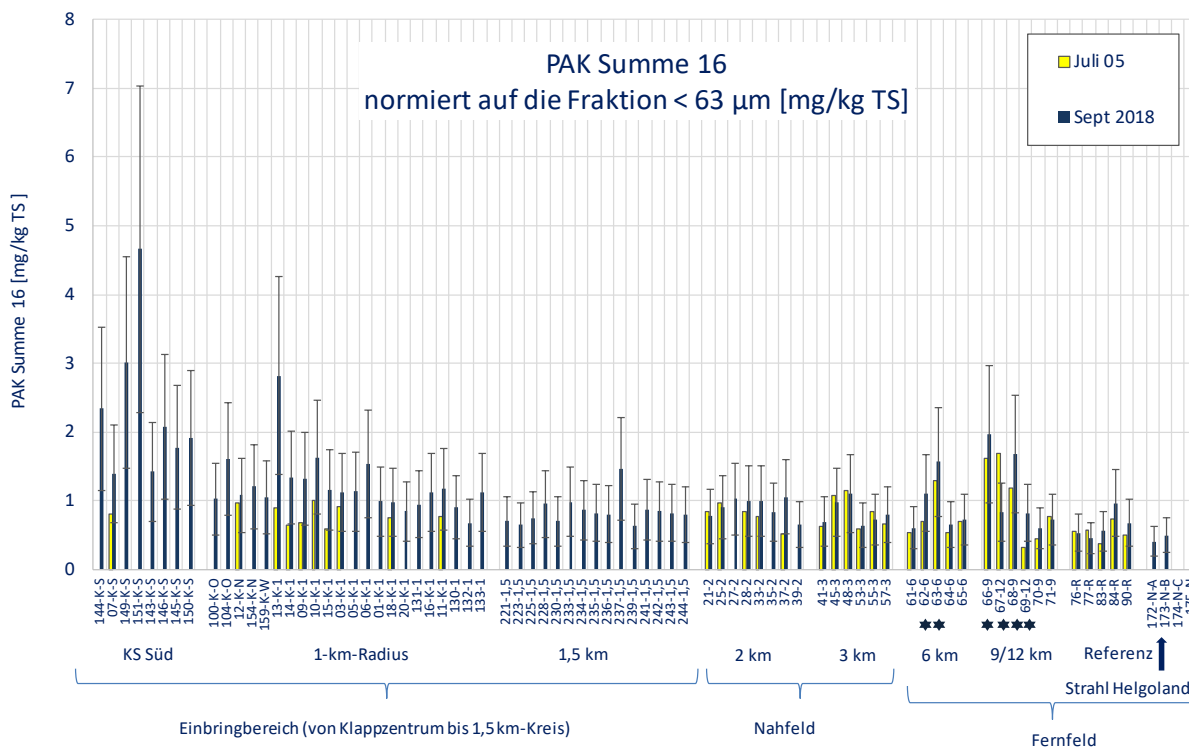


Abbildung 4-11 PAK-Gehalt normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2018 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an

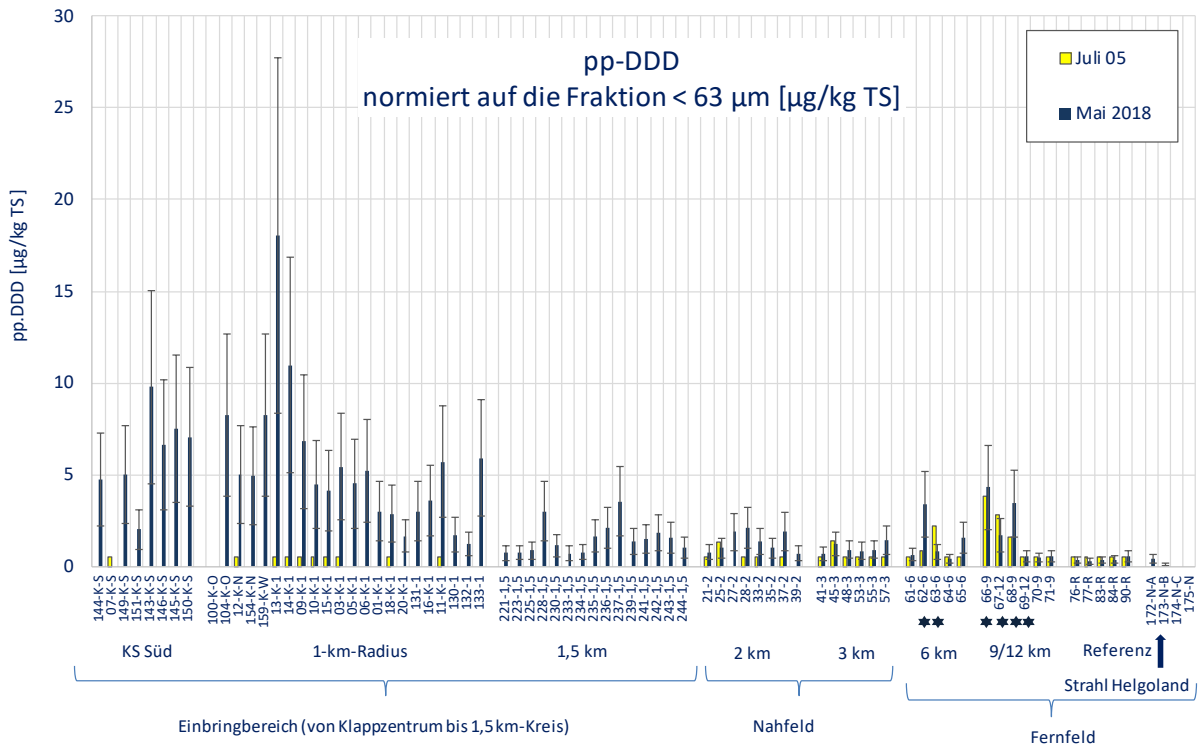


Abbildung 4-12 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und Mai 2016 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an

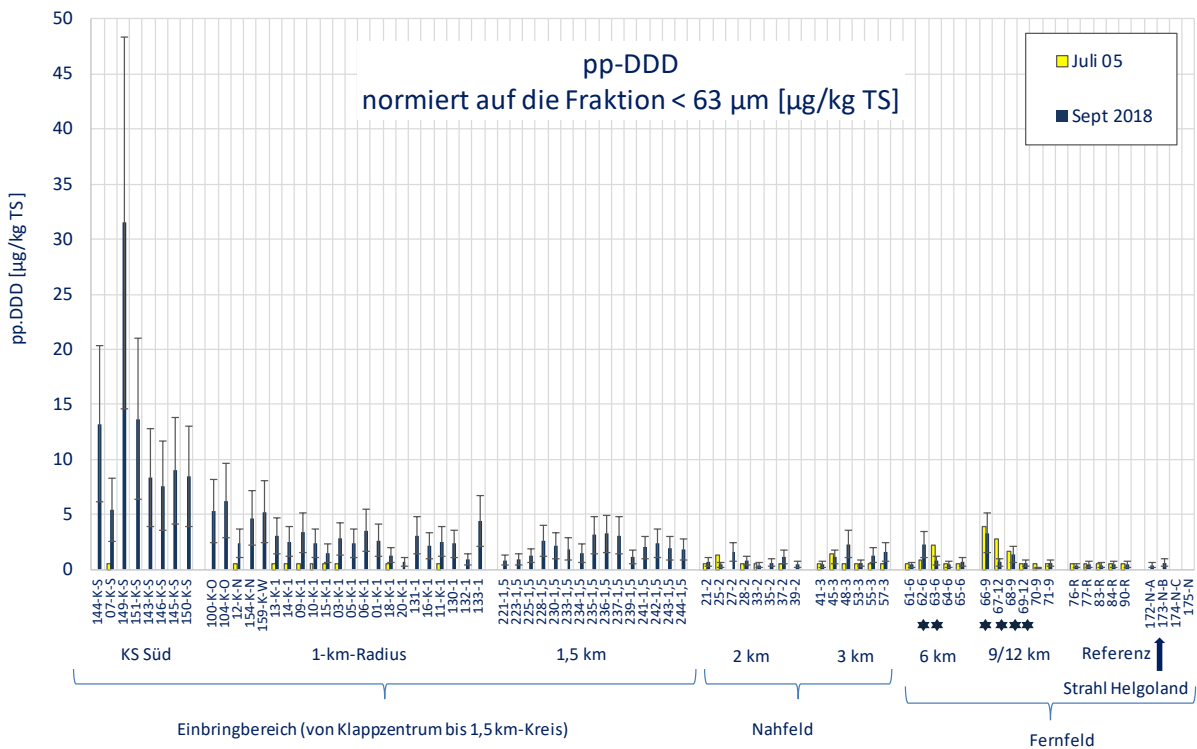


Abbildung 4-13 pp-DDD normiert auf die Fraktion < 63 µm vom Juli 2005 (gelbe Säulen) und September 2016 (blaue Säulen). Die Fehlerbalken geben die aus Doppelbestimmungen errechnete Standardabweichung an

Schadstoffbelastung der Sedimente an der Verbringstelle und im Nahbereich - Greiferproben

In den Jahren 2017 und 2018 werden zu beiden Beprobungsterminen, wie auch in den Vorjahren, im 1-km-Kreis inklusive des Klappzentrums Süd für die Mehrzahl der organischen Schadstoffe (DDT und Metabolite, zinnorganische Verbindungen, Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, α -HCH, PCB Summe 7 und PAK Summe 16) sowie für die Schwermetalle Cadmium, Quecksilber und Zink an den einzelnen Stationen jeweils unterschiedlich ausgeprägte Erhöhungen in Relation zur Nullbeprobung im Jahr 2005 festgestellt, wie in den Abbildung 4-10 bis Abbildung 4-13 exemplarisch für die elbetypischen Schadstoffe pp-DDD und PAK Summe 16 dargestellt. Die Höhe der Konzentrationen liegt dabei zwischen den Hintergrundwerten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 und Werten im Baggergut, wobei in der Regel im Bereich der Klappzentren höhere Werte gefunden werden als zum Rand des 1-km-Kreises.

Für die Schadstoffe Arsen, Blei, Chrom, Nickel, Kupfer und Mineralöl wird bei dem Vergleich der Einzelwerte gegenüber den Werten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 keine oder keine eindeutige baggergutbedingte Erhöhung der Konzentrationen im Einbringbereich ermittelt. Diese Parameter werden zunächst im Folgenden näher betrachtet.

Bei Arsen liegen zu drei der vier Beprobungstermine (Mai und September 2017 und September 2018) die Werte an einigen Stationen auf dem Klappzentrum K-Süd jeweils signifikant oberhalb der Werte aus der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005. Im Mai 2018 liegen die Arsengehalte auf der Klappstelle K-Süd hingegen deutlich niedriger und es werden auch signifikante Unterschreitungen des Wertes der Nullbeprobung aus 2005 festgestellt. Im Mittel liegen die Werte von K-Süd für Mai 2017, September 2017 und September 2018 zwischen 28 und 29,5 mg/kg, im Mai 2018 hingegen lediglich bei 21 mg/kg, was sogar den niedrigsten Wert aller Teilgebiete im Untersuchungszeitraum 2017 bis 2018 dargestellt. Der Mittelwert der Nullbeprobung 2005 betrug zum Vergleich 25 mg/kg. Eine temporäre baggergutbedingte Erhöhung der Arsengehalte auf der Klappstelle K-Süd kann damit nicht ausgeschlossen werden, die Datenlage ist hier aber nicht eindeutig.

Für Blei und Nickel werden zu allen vier Beprobungsterminen aus den Jahren 2017 und 2018 keine baggergutbedingten signifikanten Erhöhungen der Werte im Einbringbereich in Relation zu den Werten der Nullbeprobung aus dem Jahr 2005 ermittelt. Für Chrom gilt dies für die Termine Mai 2017, September 2017 und Mai 2018. Im September 2018 liegen hingegen einige Werte im Einbringbereich signifikant oberhalb der Werte der Nullbeprobung aus 2005. Dieser Beprobungstermin zeigt allerdings auch über alle Gebiete betrachtet signifikant höhere Chromgehalte als die anderen drei Termine („Serieneffekt“). Damit ist für die Parameter Blei, Nickel und Chrom insgesamt nicht von einer baggergutbedingten Erhöhung der Werte im Einbringbereich auszugehen.

Die Gehalte an Kohlenwasserstoffen liegen in allen Proben im Jahr 2017 und 2018 unter der Bestimmungsgrenze aus dem Jahr 2005, so dass keine Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung 2005 festgestellt werden kann. Für Kupfer lagen die Werte der Nullbeprobung im Jahr 2005 in Relation zu den Werten der folgenden Termine relativ hoch („Serieneffekt“), so dass auch hier für die Jahre 2017 und 2018 keine Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung festgestellt werden kann. Für diese beiden Parameter (Kohlenwasserstoffe und Kupfer) wurden deshalb jeweils zwei Varianzanalysen als Gebietsvergleich durchgeführt, einmal über die vier Termine ohne die Gebiete 9/12-km-Strahl und 3-km-Kreis, da für diese im September 2017 keine Werte vorliegen (s. oben) und einmal über die drei Termine Mai 2017, Mai 2018 und September 2018 mit allen Teilgebieten.

Im Ergebnis werden für Mai 2017, September 2017 und September 2018 auf K-Süd und für Mai 2017 sowie September 2018 auch im 1-km-Kreis signifikant höhere Kupfergehalte als in den übrigen Teilgebieten inklusive des Referenzgebietes ermittelt. Damit ist insgesamt von einer baggergutbedingten Erhöhung der Kupfergehalte in den Sedimenten im Einbringbereich auszugehen.

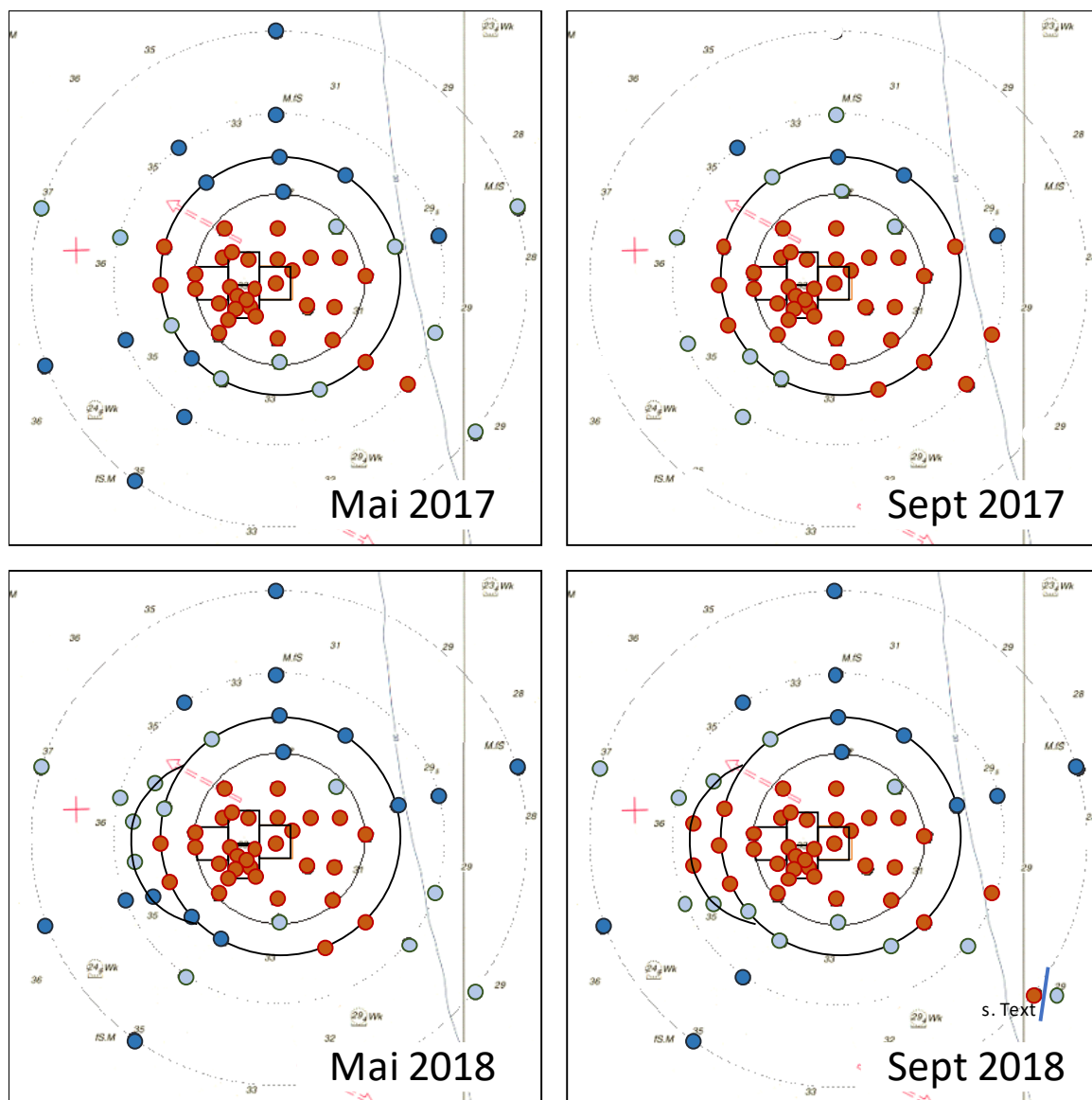


Abbildung 4-14 Probenstellen mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung in den Jahren 2017 und 2018 im Vergleich zu 2005

Ausschnitt der Seekarte mit Klappzentrum bis 3-km-Ring bei Tonne E3.

Orangene Symbole: Schadstoffbelastung bei mehr als 2 Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert (s. Text).

Hellblaue Symbole: Schadstoffbelastung bei ein bis zwei Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert

Dunkelblaue Symbole: Keine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zum Hintergrund.

Für den Parameter Kohlenwasserstoffe wurde im Mai 2017 auf K-Süd zwar ein höherer Wert als in den anderen Teilgebieten ermittelt, dieser Unterschied war aber nicht signifikant. Zu den anderen drei Terminen waren die Werte weder auf K-Süd noch im 1-km-Kreis höher als in den anderen Teilgebieten. Letztlich deuten die Daten damit nicht auf eine baggergutbedingte Anreicherung von Kohlenwasserstoffen im Einbringbereich hin.

In Abbildung 4-14 sind die Beprobungspunkte im Einbringbereich und seiner Umgebung dargestellt. Sedimentproben, bei denen drei oder mehr Parameter zu den Beprobungsterminen in den Jahren 2017 und 2018 signifikant höher liegen als zum Zeitpunkt der Nullbeprobung im Jahr 2005 sind mit einem orangenen Punkt markiert. Proben, bei denen ein bis zwei Parameter signifikant höher liegen, sind mit einem hellblauen Punkt markiert. Die dunkelblauen Punkte zeigen, dass für keinen Parameter eine signifikante Erhöhung der Schadstoffgehalte in Relation zum Hintergrund im Jahr 2005 festgestellt wurde.

Diese Darstellung liefert lediglich einen Hinweis über die mögliche Ausdehnung der Baggergutauf- lage sowie den diese umgebenden Bereich der Baggerguteinmischung (s. oben), aber keinen Beweis. Es ist nicht auszuschließen, dass eine geringmächtige Baggergutauf- lage resp. eine geringfü- gige Einmischung von Baggergut in die obere Sedimentschicht durch diesen Test nicht erfasst wird. Auf der anderen Seite können auch einzelne Parameter an einer Station höher liegen als im Jahr 2005, ohne dass das Baggergut hierfür zwingend als Ursache angesehen werden muss.

Zu allen vier Beprobungsterminen wird für die Mehrzahl der Proben im 1-km-Kreis eine signifi- kante Erhöhung von mindestens drei Schadstoffparametern im Sediment festgestellt (s. Abbildung 4-14). Lediglich an den beiden Beprobungsstationen direkt im Norden sowie angrenzend im Nord- osten und an drei Terminen auch an der Beprobungsstation direkt im Süden wird keine resp. nur eine Überschreitung der Hintergrundwerte von 2005 von maximal zwei Parametern registriert (Abbildung 4-14, blaue und hellblaue Punkte).

Im 1,5-km-Kreis wird zu allen vier Beprobungsterminen im Südosten und im Nordwesten an meh- reren Stationen eine signifikante Erhöhung von mindestens drei Schadstoffparametern ermittelt. Im September 2018 betrifft dies auch die Stationen auf der westlichen Ausbuchtung des Einbring- bereichs. Im Südosten ist an ein resp. zwei benachbarten Stationen auch der 2-km-Kreis betroffen (Mai 2017, September 2017, September 2018, Abbildung 4-14). Auch im Jahr 2016 wurde eine signifikante Erhöhung an diesen beiden Stationen festgestellt (s. E3-Jahresbericht der HPA, 2016).

Um die Beprobungsstationen herum, an denen bei drei oder mehr Schadstoffen eine signifikante Erhöhung gegenüber der Nullbeprobung ermittelt wurde (symbolisiert durch orangene Punkte), werden zu allen Terminen an mehreren Stationen 1 bis 2 Parameter ermittelt, die signifikant ober- halb der Nullbeprobung liegen (symbolisiert durch hellblaue Punkte) (Abbildung 4-14). Dieses könnte jeweils auf einen Einfluss von eingemischtem Baggergut zurückzuführen sein, könnte je- doch auch andere Ursachen haben, da einzelne Parameter im Sediment auch höher liegen können als zur Beprobung im Jahr 2005, ohne dass das Baggergut hierfür zwingend als Ursache angesehen werden muss. Direkt im Norden der Fläche auf dem 2-km-Kreis wurde z.B. ein relativ hoher PAK- Wert im September 2017 von $4,4 \text{ mg/kg} < 63 \text{ } \mu\text{m}$ registriert (Abbildung 4-14). Alle anderen Para- meter lagen im Bereich des Hintergrundes. Auch die PAK-Gehalte zu den anderen Beprobungster- minen Mai 2017, Mai 2018 und September 2018 lagen an dieser Station knapp unterhalb des Hin- tergrundwertes von $0,8 \text{ mg/kg} < 63 \text{ } \mu\text{m}$ und waren damit vollkommen unauffällig. Hohe PAK- Werte können z.B. auf das Vorhandensein von Kohlestücken oder auch Schlackeresten aus Schiffs- kesseln zurückzuführen sein.

Auffällig ist, dass im Randbereich in 3-km-Entfernung jeweils an einer Station im Nordwesten und an einer Station im Südosten zu den drei Terminen, in denen der 3-km-Kreis beprobt wurde, eine signifikante Erhöhung von 1 bis 2 Parametern oberhalb des Hintergrundes ermittelt wurde (sym- bolisiert durch die hellblaue Färbung der Punkte in Abbildung 4-14). Diese beiden Stationen liegen in der Verlängerung der festgestellten Baggergutauf- lage. Die einzelnen Parameter und die jewei- lige Höhe der Überschreitungen an diesen beiden Stationen zu den drei Terminen sollen im Fol- genden näher betrachtet werden: Im Mai 2017 wird im Nordwesten ein Wert für TBT von $5 \text{ } \mu\text{g/kg}$ festgestellt. Im Mai 2017 wird im Südosten für pp-DDD ein Wert von $1,7 \text{ } \mu\text{g/kg} < 63 \text{ } \mu\text{m}$, im Mai

2018 ein pp-DDD-Wert von $1,4 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$ und im September 2018 ein pp-DDD-Wert von $1,6 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$ jeweils im Nordwesten ermittelt. Im Südosten liegt der Wert von $\alpha\text{-HCH}$ im September 2018 bei $0,35 \mu\text{g}/\text{kg} < 63 \mu\text{m}$. Im September 2018 wird für Cadmium ein Wert von $0,7 \text{mg}/\text{kg} < 20 \mu\text{m}$ an beiden Stationen festgestellt. Die Probe im Südosten zeigte außerdem einen relativ hohen pp-DDT – Wert von $9,6 \mu\text{g}/\text{kg} < 20 \mu\text{m}$, der in der Nachanalyse aber nicht bestätigt wurde, in der der Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ lag.

Diese festgestellten Überschreitungen des Hintergrundes sind – mit Ausnahme des nicht bestätigten Wertes von pp-DDT - im Vergleich zu den Werten des Einbringbereichs und auch noch zu den Werten innerhalb der Elbfahne als niedrig anzusehen (zum Vergleich exemplarisch für pp-DDD s. Abbildung 4-12 und Abbildung 4-14). Sie liegen z.B. auch noch unterhalb des RW1 der GÜBAK, der sich an der regionalen Hintergrundbelastung der Watten orientiert. Die Textur war an diesen beiden Stationen zu allen drei Terminen nicht durch baggergutbedingte Sandanteile gekennzeichnet. Insgesamt deuten die Daten darauf hin, dass sich hier ein erster Einfluss von verdriftetem Baggergut bemerkbar macht, der aber erst bei ein bis maximal zwei Parametern knapp oberhalb der Hintergrundgehalte liegt. Hier ist die weitere Entwicklung abzuwarten.

Damit ist aus den Schadstoffdaten insgesamt eine Nordwest-Südost-gerichtete Verteilung erkennbar, die in ihrer Richtung auch der durch Differenzenpeilungen ermittelten Baggergutaufgabe entspricht (Abbildung 4-2), räumlich aber darüber hinausgeht. Wegen der Messungenauigkeit der Peilungen von ca. 25 cm ist auch davon auszugehen, dass die Erhöhung der Schadstoffgehalte in einem weiteren Umkreis festzustellen ist als über die mittels Peilung festgestellte Baggergutaufgabe, so dass dieses Ergebnis den Erwartungen entspricht.

Die baggergutbedingte Schadstoffbelastung im Sediment ist erwartungsgemäß im Zentrum des Einbringbereichs am höchsten und nimmt zu den Rändern ab, sowohl was die Anzahl erhöhter Parameter als auch die Höhe der Belastungen angeht.

Schadstoffbelastung der Sedimente an der Verbringstelle und im Nahbereich - Frahmloch

Im September 2017 wurden schichtauflösende Kernproben mittels Frahmloch an drei der vier Eckpunkte des Klappfeldes Süd, im Südosten auf dem 1,5-km-Kreis und in gleicher Richtung auf dem 2-km-Kreis entnommen (siehe Abbildung 4-15). Im Mai 2018 wurden die Standorte für die Kernprobenentnahme von Südosten nach Südwesten entlang des 1,5-km-Kreises gelegt. Im September 2018 wurden sechszehn Kernproben auf dem 2-km-Kreis entnommen (siehe Abbildung 4-16). An den Frahmlochproben wurden exemplarisch acht Parameter (Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink in der Fraktion $<20 \mu\text{m}$, p,p DDE, p,p DDD, Hexachlorbenzol in der Fraktion $<63 \mu\text{m}$ und TBT in der Gesamtfraktion mit den Hintergrundwerten verglichen.

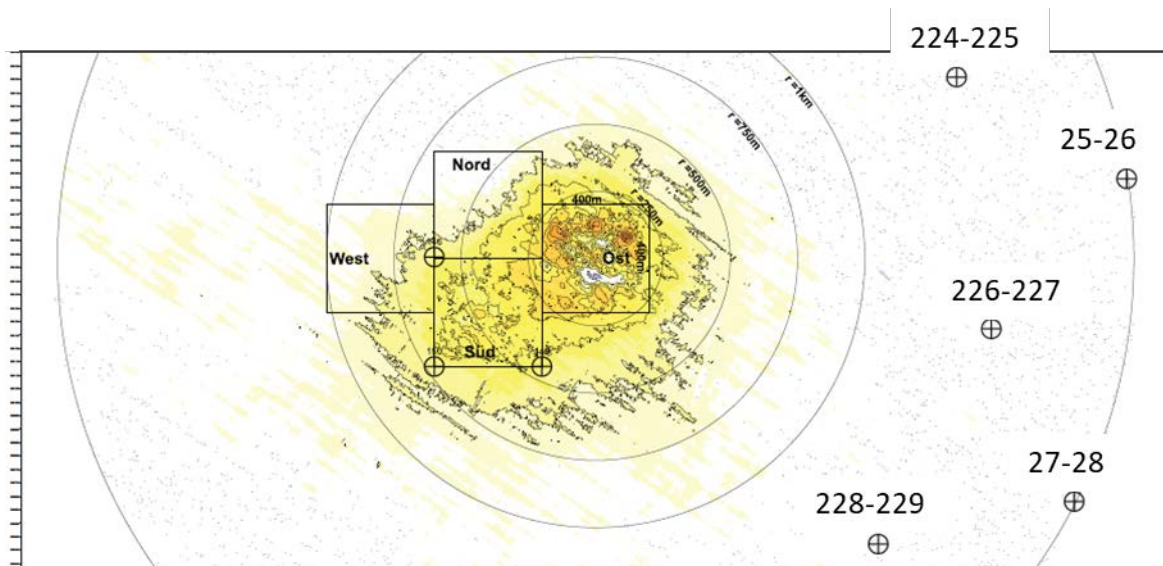


Abbildung 4-15 Entnahmestellen der Kernproben im September 2017 (Hintergrundkarte: Differenzenplan 05/2016 gegen 05/2017)

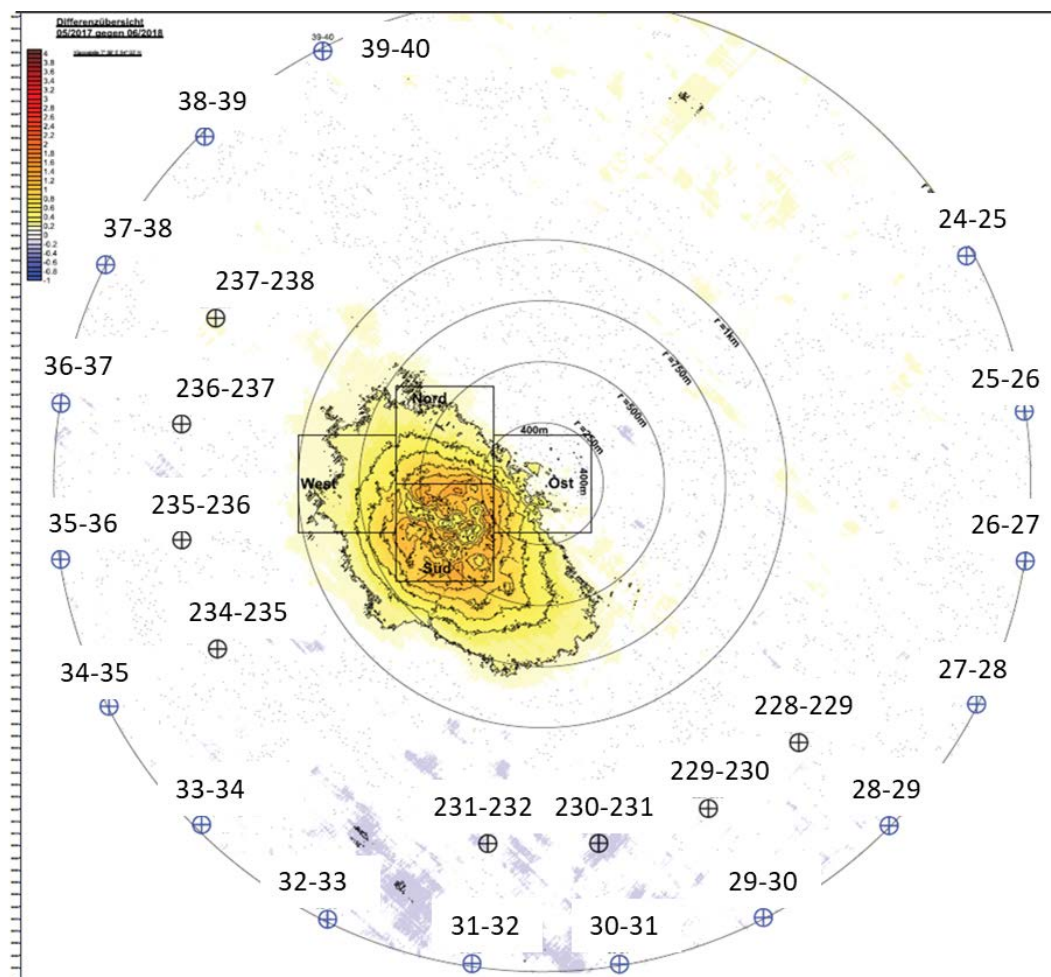


Abbildung 4-16 Entnahmestellen der Kernproben im Mai und September 2018 (Hintergrundkarte: Differenzenplan 05/2017 gegen 06/2018)

Der Schichtaufbau der Kernproben hinsichtlich ausgewählter Parameter ist exemplarisch für eine Auswahl von Proben in den Abbildung 4-17 und Abbildung 4-18 dargestellt. Die Abbildung 4-19 und

Abbildung 4-20 geben eine Übersicht über die Frahmplotprobenstellen mit bzw. ohne signifikante Änderung der Schadstoffbelastung im September 2017 sowie im Mai und September 2018 gegenüber den Hintergrundgehalten zusammen mit den Greiferprobenstellen (Kreise, vgl. Abbildung 4-14).

Im September 2017 wird an dem Probenahmestandort „27-28“ auf dem östlichen 2-km-Kreis ein Baggerguteinfluss bis in maximal 30 cm Tiefe festgestellt (Abbildung 4-17). Werden die in den Frahmloten ermittelten Gehalte mit den Hintergrundwerten verglichen, zeigt sich bei Cadmium, Quecksilber und p,p DDE eine signifikante Überschreitung (Abbildung 4-19). Auch bei den benachbarten Greiferstationen 27 und 28 wurde im Jahr 2016 (E3-Jahresbericht der HPA, 2016) sowie im Jahr 2017 (Abbildung 4-19) eine baggergutbedingte Erhöhung an Schadstoffen ermittelt.

Auf dem 1,5 km-Kreis kann in südöstlicher Richtung bis in eine Tiefe von maximal 20 cm eine signifikante Überschreitung der Hintergrundwerte von mehr als zwei Parametern festgestellt werden (Abbildung 4-17, Station 228-229). Auch anhand der Greiferproben wird in den Berichtsjahren 2017 und 2018 im Südosten auf dem 1,5-km-Kreis eine signifikante Erhöhung von mindestens drei Schadstoffparametern ermittelt (Abbildung 4-19). Die Mächtigkeit der Baggergutaufgabe in diesem Bereich wurde bereits 2015 anhand von Frahmplotproben mit 15-20 cm bestimmt (E3-Jahresbericht der HPA, 2015).

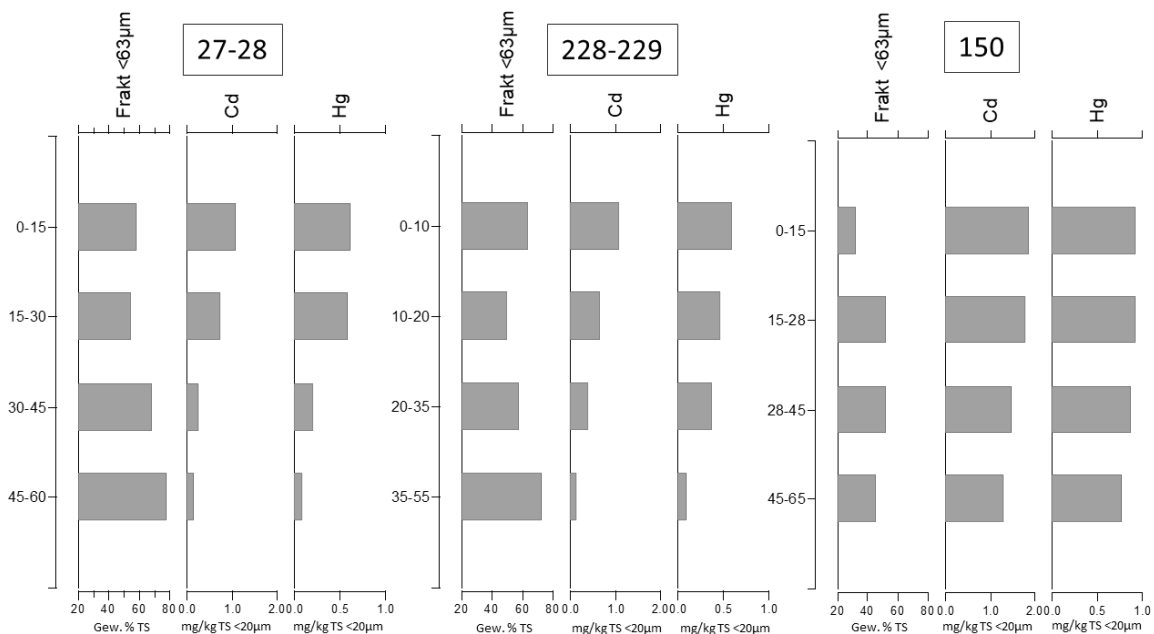


Abbildung 4-17 Schichtaufbau ausgewählter Kernproben September 2017

An den Eckpunkten (Station 146, 149, 150) des Klappfeldes Süd wird im September 2017 bis in die maximale Beprobungstiefe von bis zu 65 cm eine Baggergutaufgabe festgestellt (Abbildung 4-17 für Station 150). Für alle acht Vergleichsparameter werden bei diesen Proben die Hintergrundgehalten bis in maximal 65 cm Tiefe überschritten. Die Ergebnisse der Korngrößenanalysen bestätigen die Befunde hinsichtlich der Mächtigkeit der Baggergutaufgabe. So wurde im Bereich des Klappfeldes Süd, bedingt durch den Sandeintrag des Baggergutes, eine Erhöhung des Anteils der Feinsandfraktion 63-200 µm bis in eine Tiefe von maximal 65 cm festgestellt. Relativ gesehen verringert sich dadurch der Gehalt an Feinfraktion <63 µm. Gleichzeitig wird auch Feinfraktion aus

dem Baggergut mit in die obere Sedimentschicht eingemischt. Im Bereich des 1,5- und 2-km-Kreises zeigen sich bis in maximal 30 cm Tiefe Veränderungen der Textur, die durch eine Einmischung von eingetriebenem Baggergut in die obere Schicht bedingt sind.

Im Mai 2018 wurden schichtauflösende Tiefenproben entlang des 1,5-km-Kreises (Station 228 bis Station 238) entnommen (vgl. Abbildung 4-16). An drei der acht untersuchten Standorte wird in der oberen Schicht für einen einzelnen, jeweils unterschiedlichen Parameter eine signifikante Überschreitung der Hintergrundwerte von 2018 detektiert. An einem Probenahmestandort (228-229) ist in der obersten Schicht (0-20 cm) für die Parameter Cadmium und TBT eine Überschreitung der Hintergrundgehalte festzustellen.

Im September 2018 wurden sechzehn Proben entlang des 2-km-Kreises mittels Frahmplot entnommen (siehe Abbildung 4-16). Im Osten ist zwischen den Stationen 25 und 29 weiterhin eine Einmischung von Baggergut in die obere Schicht erkennbar. Eine Überschreitung der Hintergrundgehalte für mehr als zwei Parameter in der oberen Schicht (bis max. 30 cm) wird an den Probenahmestandorten 26-27 und 28-29 festgestellt. Im Süden (Stationen 29 bis 33) wird nur für den Parameter Cadmium eine Überschreitung des Hintergrundgehaltes in der oberen Schicht detektiert. Als Hintergrund der BfG-AP (2019) wurde für Cadmium ein Wert von 0,40 mg/kg angesetzt (basierend auf Daten von 2018). Für das Jahr 2005 war der Hintergrundgehalt im Einbringbereich bei der Nullbeprobung für Cadmium im Mittel 0,48 mg/kg (Spanne 0,30 – 0,63). Dieser Hintergrundgehalt 2005 wird im September 2018 an keinem der Probenahmestandorte auf dem südlichen 2-km Kreis signifikant überschritten.

Wie bereits 2016 im Osten wird im September 2018 auch im Westen der 2-km-Kreis durch die Baggergutaufgabe erreicht. An der Probenahmestation 36-37 ist hier eine Überschreitung der Hintergrundgehalte für 6 der 8 geprüften Parameter in der oberen Schicht (0-18 cm) festzustellen. An den benachbarten Probenahmestationen werden die Hintergrundgehalte nicht (Standort 37-38) bzw. bei zwei Parametern signifikant überschritten (Standort 35-36). Anhand der Greiferproben wurde im September 2018 kein über die westliche Ausbuchtung des 1,5 km-Kreises hinausgehender Baggerguteinfluss festgestellt.

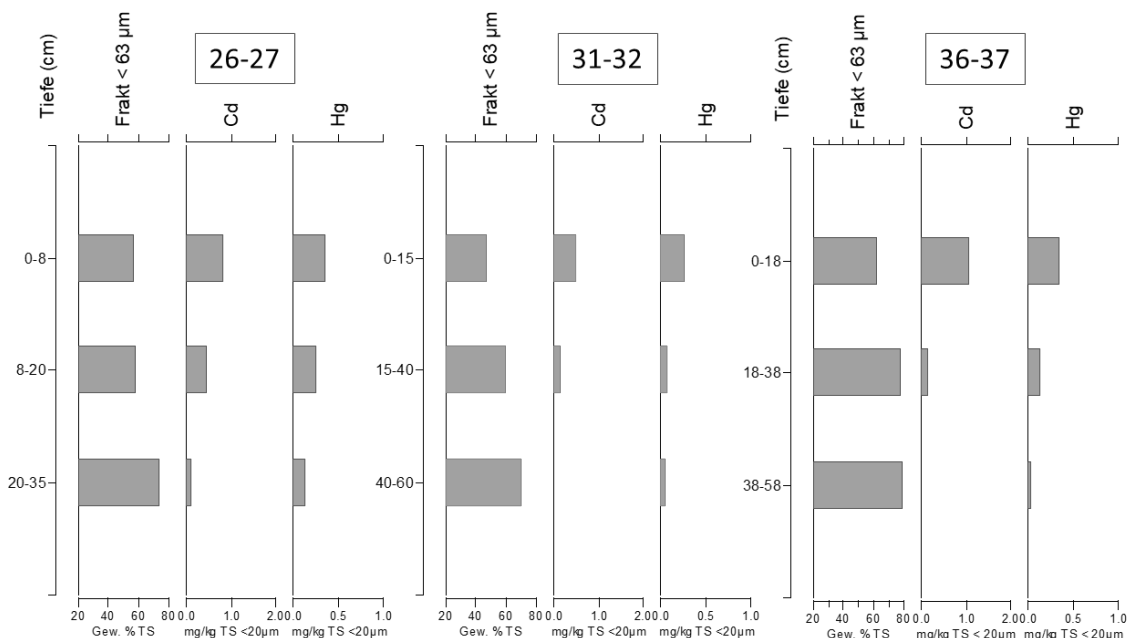


Abbildung 4-18 Schichtaufbau ausgewählter Kernproben September 2018

Als Fazit lässt sich festhalten, dass sowohl Peildaten als auch Sedimentdaten aus Greifer- und Frahmotproben der Jahre 2017 und 2018 für Textur und für Schadstoffe darauf hinweisen, dass im Einbringbereich weiterhin eine Sedimentkörper aus entmischtem Baggergut besteht, der Richtung Nordwest-Südost orientiert ist. Die Mächtigkeit der dieser Baggergutauflage nimmt zum Rand des 1-km-Kreises hin ab.

Über den 1-km-Kreis hinaus ist anhand der Frahmotproben eine Einmischung von eingetriebenem Baggergut im Südosten bis zum 2-km-Kreis bis in eine Tiefe bis maximal 30 cm erkennbar. Eine Ausdehnung des durch Baggergut beeinflussten Bereichs bis in den 2-km-Kreis an dieser Stelle wurde auch bereits in den Jahren 2015 und 2016 ermittelt (E3-Jahresbericht der HPA, 2016). Auch im Nordwesten wird im September 2018 mittlerweile der 2-km-Kreis erreicht. Insgesamt deuten die Daten der Greiferproben auch darauf hin, dass sich in eben dieser Hauptverdriftungsrichtung (Nordwest-Südost) auch im 3-km-Kreis ein erster Einfluss von verdriftetem Baggergut bemerkbar macht, der aber erst bei ein bis maximal zwei Parametern zu einer Erhöhung knapp oberhalb der Hintergrundgehalte führt. Hier ist die weitere Entwicklung abzuwarten.

Im Süden und Südwesten des Einbringbereichs (1,5 km) ist der Einfluss des Baggerguts noch vergleichsweise gering. Der Norden und Nordosten des Einbringbereichs (1,5 km) ist hingegen weiterhin nicht durch Baggergut beeinflusst.

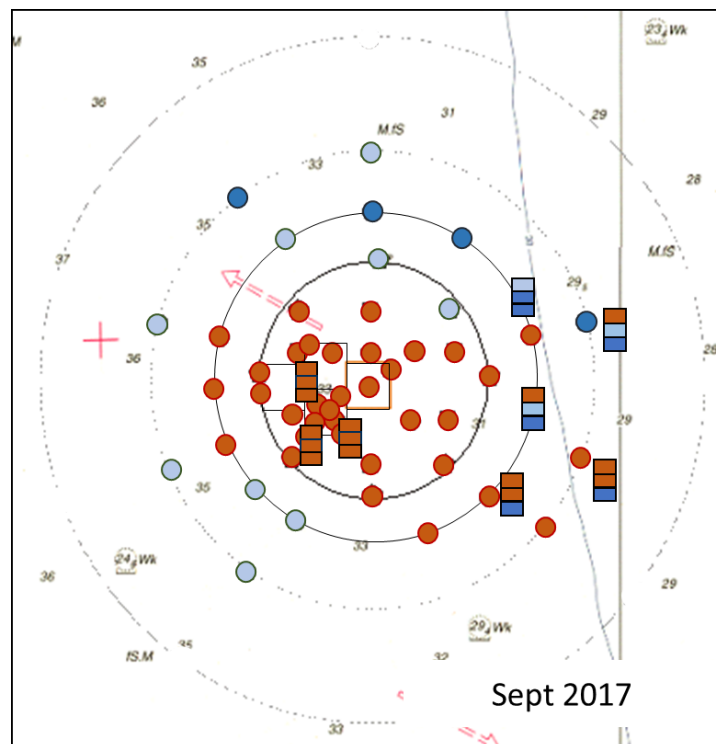


Abbildung 4-19 Frahmotprobenstellen (Kästchen) mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung im September 2017 im Vergleich zu den Hintergrundgehalten (AP, BfG 2019) und Greiferprobenstellen (Kreise, vgl. Abb. 4.3-9)

Ausschnitt der Seekarte mit Klappzentrum bis 3-km-Ring bei Tonne E3.

Orangene Symbole: Schadstoffbelastung bei mehr als 2 Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert (s. Text).

Hellblaue Symbole: Schadstoffbelastung bei ein bis zwei Parametern signifikant erhöht gegenüber Hintergrundwert

Dunkelblaue Symbole: Keine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zum Hintergrund.

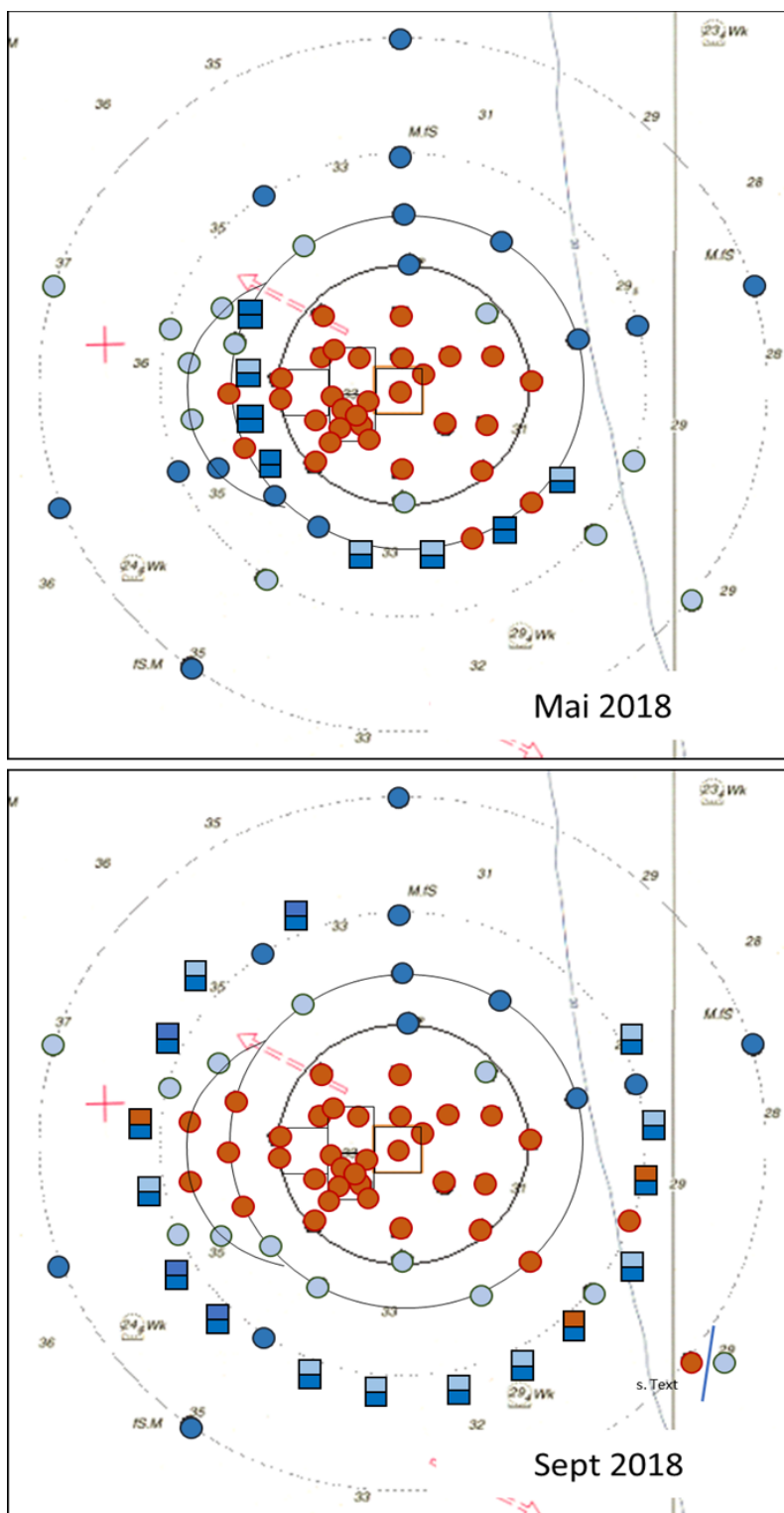


Abbildung 4-20 Frahmotprobenstellen (Kästchen) mit / ohne Änderung der Schadstoffbelastung im Mai und September 2018 im Vergleich zu Hintergrundgehalten (AP, BfG 2019) und Greiferprobenstellen (Kreise, vgl. Abb. 4.3-9)

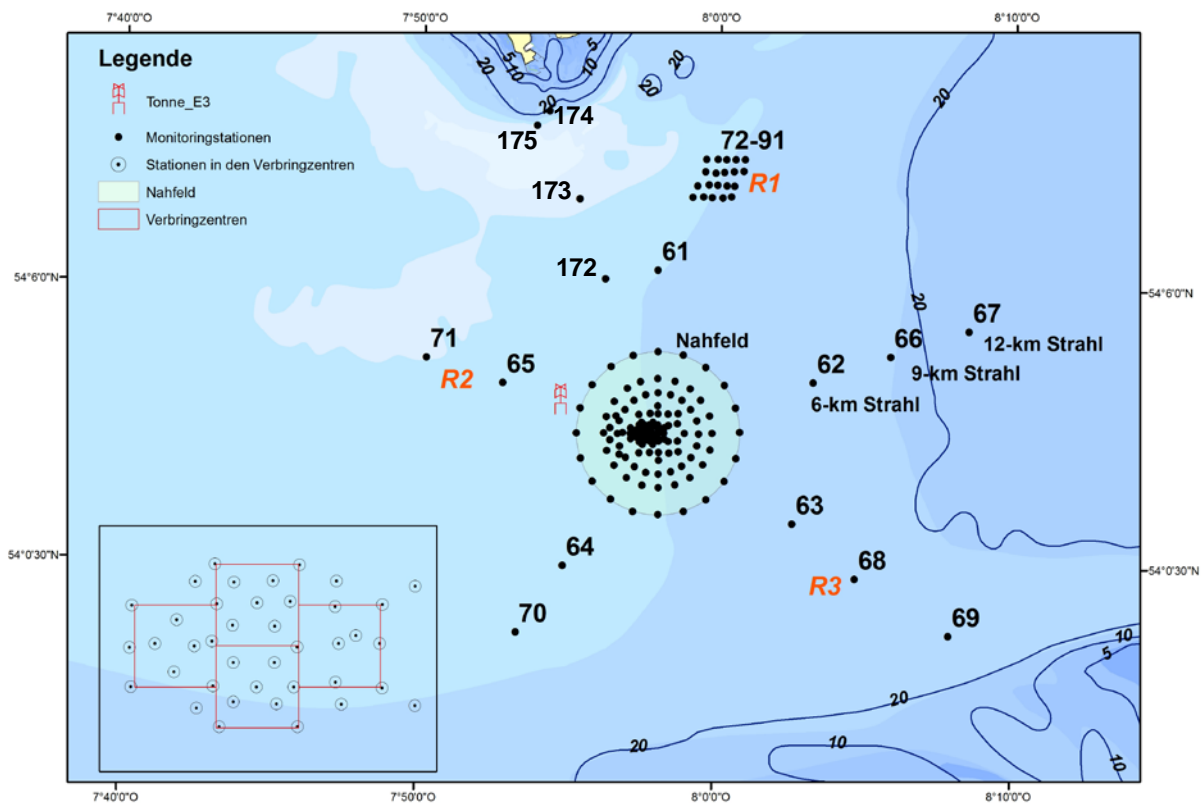


Abbildung 4-21 Stationen im Fernfeld (6-km-Kreis mit Station 61 – 65, 9/12-km-Strahl mit Station 66-71, Referenzgebiet mit Station 72-91 und Strahl Richtung Helgoland mit Station 172-175)

Schadstoffbelastung der Sedimente im Fernfeld (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl und Referenz)

Zur Prüfung, ob im Fernfeld der Verbringstelle eine Erhöhung der Sedimentbelastung feststellbar ist, wurden zunächst die drei Teilgebiete (6-km-Kreis, 9/12-km-Strahl, Referenzgebiet) getrennt voneinander mittels einer zweifaktoriellen Varianzanalyse mit den Faktoren Beprobungstermin und Station (Datensatz 2005 bis 2018) überprüft. Bei keinem der drei Gebiete wurde für die vier Termine in den Jahren 2017 und 2018 eine signifikante Erhöhung der Schadstoffbelastung im Vergleich zu den Terminen der Vorjahre inklusive dem der Nullbeprobung im Jahr 2005 ermittelt.

Deutlich wird hingegen, dass einige Stationen im Fernfeld über die Gesamtzeit betrachtet (2005 bis 2018) signifikant höhere Schadstoffgehalte aufweisen als die übrigen Stationen. Dies gilt insbesondere für die Positionen 67 im 12-km-Strahl, für die Positionen 66 und 68 im 9-km-Strahl und für die Position 63 sowie 62 im 6-km-Kreis (Abbildung 4-5). Hierbei handelt es sich um Punkte, die auf einer Achse in Richtung der Elbemündung liegen und anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet hinein gibt. Bei den erhöhten Parametern handelt es sich um elbetypische Schadstoffe, u.a. Cadmium, Zink, Quecksilber, pp-DDE, pp-DDD und op-DDD, PAK Summe 16, PCB Summe 7 und α -HCH.

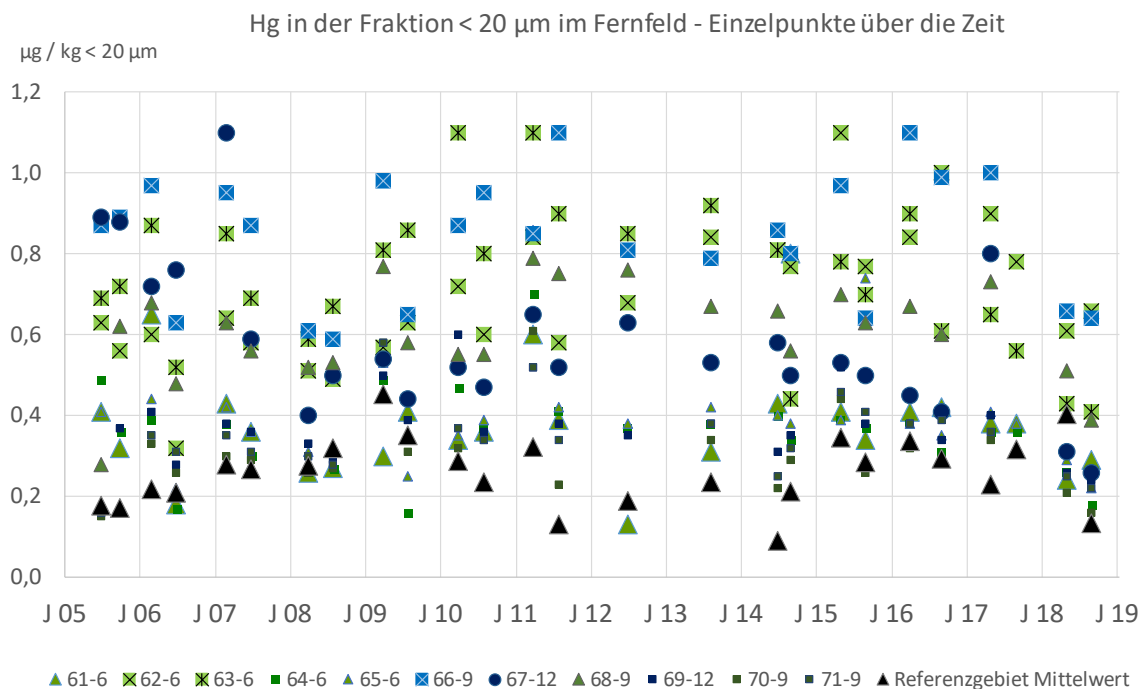


Abbildung 4-22 Sedimentbelastung mit Quecksilber im Fernfeld (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2018

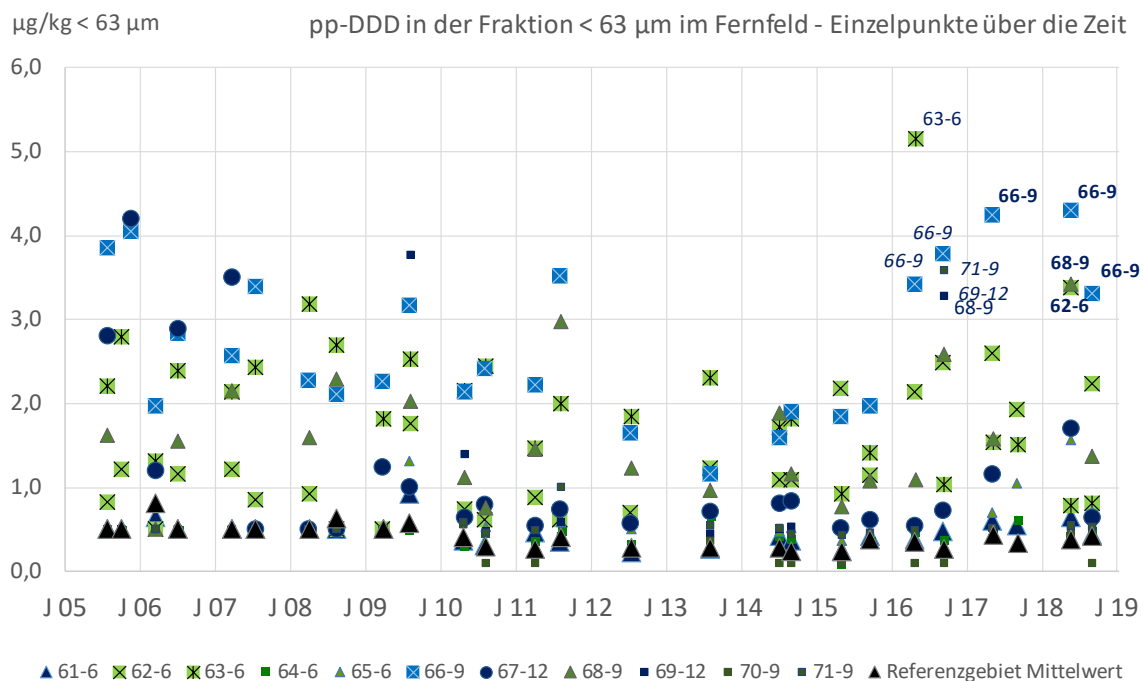


Abbildung 4-23 Sedimentbelastung mit pp-DDD im Fernfeld (6-km-Kreis Station 61-65, 9/12-km-Strahl Station 66-71, Referenzgebiet als Mittel der Stationen) von 2005 bis 2018. Versatz in den Daten aufgrund des Wechsels der Bestimmungsgrenze im Jahr 2010

Werden die Stationen im Fernfeld der vier Beprobungstermine in den Jahren 2017 und 2018 mit der Nullbeprobung im Jahr 2005 unter Verwendung der aus verdeckten Doppelbestimmungen errechneten erweiterten Messunsicherheit verglichen (analog dem Vorgehen im Nahbereich der Einbringstelle, siehe oben), zeigt sich an der Mehrzahl der Stationen in beiden Jahren kein signifikanter Unterschied zur Nullbeprobung im Jahr 2005. Für einige Parameter werden jedoch in beiden Jahren signifikante Unterschiede sowohl im Referenzgebiet als auch an Stationen im Bereich der Elbfahne festgestellt.

Im Referenzgebiet liegen ein TBT-Wert von 6,8 µg/kg im Mai 2017 und ein PCB-Wert von 16,7 µg/kg < 63 µm im September 2017 signifikant oberhalb der jeweiligen Werte aus der Nullbeprobung im Juli 2005. Die Werte dieser beiden Parameter an den anderen Stationen im Referenzgebiet sowie die Werte der anderen Parameter an allen Stationen im Referenzgebiet sind hingegen unauffällig und auch zu den anderen drei Beprobungsterminen sind die Werte dieser beiden Parameter nicht erhöht. Über die Zeit ist auch kein ansteigender Trend dieser beiden Parameter zu verzeichnen. Die Gehalte an TBT liegen zudem in 17 von 20 Proben unterhalb und in zwei der 20 Proben nur knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze. Damit ist bei beiden Werten von Einzelbefunden auszugehen, deren Ursache nicht bekannt ist.

Darüber hinaus wird für Quecksilber im Mai 2018 eine signifikante Überschreitung der Werte der Nullbeprobung im Referenzgebiet an 4 von 5 Stationen festgestellt. Die Werte reichen hier von 0,32 bis 0,50 mg/kg < 20 µm mit einem Mittelwert von 0,40 mg/kg < 20 µm. Im Mai 2017 und September 2017 liegen die Werte an allen Stationen hingegen nicht signifikant höher als im Jahr 2005 und im September 2018 mit einem Mittelwert von 0,13 mg/kg < 20 µm auch wieder deutlich geringer (Abbildung 4-22). Ein Einfluss durch verdriftetes Baggergut ist als Grund für die Variabilität der Quecksilberwerte nicht anzunehmen: Zum einen ist nur Quecksilber betroffen und keine anderen Parameter. Zum anderen variieren die Werte im Referenzgebiet über die Gesamtzeit mit Zu- und Abnahmen um einen Mittelwert von 0,3 mg/kg herum, die eher der Messungenauigkeit geschuldet sein dürften als Veränderungen in der Sedimentation, zumal die natürliche Neusedimentation in diesem Gebiet sehr gering ist.

Die Stationen im Fernfeld, an denen signifikante Unterschiede zur Nullbeprobung im Jahr 2005 festgestellt wurden, liegen alle im Bereich der Elbfahne. Abbildung 4-21 zeigt die Lage der Stationen. In Abbildung 4-23 sind die Werte im Fernfeld exemplarisch für pp-DDD aufgeführt. So wird ein signifikanter Unterschied zur Nullbeprobung für pp-DDD an den Stationen 62 und 65 im Mai 2018 ermittelt, außerdem für α-HCH und für pp-DDE an der Station 66 im Mai 2017 und im Mai 2018 und für pp-DDE auch im September 2018. Auffällig sind im Stationsvergleich darüber hinaus in Relation zu den Vorjahren erhöhte Werte an pp-DDD und op-DDD an der Station 66, die sich aber nicht signifikant von der Nullbeprobung im Jahr 2005 unterscheiden. Die drei Stationen (62, 66, 68), an denen erhöhte Werte für pp-DDD, pp-DDE und α-HCH festgestellt wurden, liegen im Abstrom der Elbe und zeigten auch bereits 2005 höhere Werte als die übrigen Stationen im Fernfeld (Abbildung 4-20, Abbildung 4-23).

Wie im Jahresbericht 2016 dargestellt, wurden durch das Messprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Elbe in den Jahren 2015 und 2016 erhöhte Einträge verschiedener Schadstoffe in der Mittelelbe ermittelt (DDX, HCB, PCB, Hg und α-HCH), die auf ein Schadereignis (PCB), auf Baggerarbeiten in Tschechien (DDX, HCB, Hg) sowie auf die Remobilisierung von älteren Sedimenten (α-HCH) zurückzuführen waren (E3-Jahresbericht der HPA, 2016; FGG Elbe, 2018a). Insofern scheint auch in den Jahren 2017 und 2018 noch eine gewissen Erhöhung an DDT-Metaboliten und auch (geringfügig) an HCH-Verbindungen der im Abstrom der Elbe gelegenen Sedimente bedingt durch

höhere Einträge über die Elbe plausibel. Die in der Mittelelbe in den Jahren 2015 und 2016 ebenfalls zu beobachtenden Erhöhungen an PCB-Verbindungen und an Hexachlorbenzol ließen sich anhand der Sedimentkonzentrationen in diesem Bereich aber weder im Jahr 2016 (E3-Jahresbericht der HPA, 2016) noch in den Jahren 2017 und 2018 nachverfolgen.

Sedimentproben auf einem Strahl Richtung Helgoland

Um sicherzustellen, dass keine maßnahmenbedingten Verschlickungen vor Helgoland nachgewiesen werden können (Maßgabe 2.20, s. oben), wurden im Mai der Jahre 2017 und 2018 jeweils vier und im September 2018 drei Proben auf einem Strahl Richtung Helgoland entnommen (s. Abbildung 4-21, Station 174 keine Probe im September 2018).

Die Station 174, welche Helgoland am nächsten liegt, zeigt zu beiden Beprobungsterminen einen sehr geringen Feinkornanteil von unter 3,5 %. Die dominierende Korngrößenfraktion ist Kies (> 2 mm) gefolgt von Mittelsand (200-630 µm). Die Station 175, am Nordrand der Tiefen Rinne gelegen, ist mit einem Feinkornanteil bis maximal 3,6 % ebenfalls sehr grobkörnig. In den Proben vom Mai 2017 und September 2018 ist, wie auch im Jahr 2016 festgestellt, der Mittelsand die dominierende Fraktion, gefolgt von Kies. In der Probe vom Mai 2018 ist die dominierende Fraktion der grobe Feinsand, gefolgt von Grobsand. Grund für diese Abweichung dürften Inhomogenitäten im Untergrund sein. Auf eine Analyse der chemischen Parameter in der Schlickfraktion wurde bei den Proben der Stationen 174 und 175 aufgrund ihres sehr geringen Schlickgehaltes verzichtet.

Die Station 173 weist 20 % Schlick und noch 60 % Mittelsand auf, während der Kiesanteil unter 1 % liegt. Die Station 172 liegt bereits direkt im Schlickgebiet in der Nähe der Station 61 (Abbildung 4-21) und zeigt einen Schlickanteil von 87 %. Die chemischen Parameter wurden an den Stationen 172 und 173 analysiert. Sie zeigen Konzentrationen, die denen im Referenzgebiet R1 resp. denen der nahe gelegenen Station 61 vergleichbar sind. Maßnahmenbedingte Auffälligkeiten werden nicht festgestellt.

Dioxine und Furane

Dioxine und Furane wurden im Mai 2017, im Mai 2018 und im September 2018 an drei Stationen im Einbringbereich, zwei Stationen im Referenzgebiet sowie den Stationen in 9 km und 12 km Entfernung (Station 66-9 und Station 67-12, Abbildung 4-21) auf dem Strahl Richtung Südosten analysiert. Die Dioxingehalte liegen an allen Stationen mit Werten zwischen 1,0 und 9,4 ng I-TEq/kg (NATO/CCMS) unterhalb des Safe Sediment Value von 20 ng I-TEq/kg nach Evers et al. (1996) und damit in einem niedrigen Bereich. Die Werte im Einbringbereich liegen hierbei mit 3,4 bis 9,4 und einem Mittel von 6,4 ng I-TEq/kg (NATO/CCMS) höher als die Werte im 9-km- und im 12-km-Strahl und im Referenzgebiet, die eine Spanne von 1,4 bis 6,2 (Mittelwert 5,0) sowie 1,0 bis 2,3 (Mittelwert 1,8) ng I-TEq/kg aufweisen. Die Mittelwerte der vergangenen Jahre wiesen hingegen im 12-km-Strahl in Relation zum Einbringbereich höhere Werte auf (6,0 ng I-TEq/kg im 12-km-Strahl zu 3,2 ng I-TEq/kg im Einbringbereich, Zeitraum 2005 – 2016, n=21 und n=60).

Die in den Jahren 2016 bis 2018 etwas höheren Dioxingehalte im Einbringbereich von im Mittel 6,4 ng I-TEq/kg (NATO/CCMS) im Vergleich zu den Stationen im Fernfeld von im Mittel 5,0 ng I-TEq/kg (NATO/CCMS) sind sehr wahrscheinlich auf höhere TOC-Gehalte in den Proben an den drei Stationen des Einbringbereichs im Zeitraum 2016-2018 zurückzuführen, die zu den drei Terminen mit im Mittel 1,5 % TOC höher lagen als zu den früheren Terminen mit einem Mittel von 0,9 %

TOC (2005-2016). Die höchsten Gehalte über den Gesamtzeitraum von 2005 bis 2018 sind sowohl bezogen auf TOC als auch in absoluten Zahlen (12 bis 16 ng I-Teq (NATO/CCMS)/kg) im Außengebiet vor allem in 12 km Entfernung an der Station 67-12 aufgetreten. Eine baggergutbedingte Erhöhung der Dioxingehalte an der Verbringstelle, die über die im Fernfeld vorgefundenen Gehalte hinausgeht, wird damit weiterhin nicht ermittelt. Der Safe Sediment Value (Evers et al., 1996) wird an keiner der Stationen überschritten.

d) Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in den Jahren 2017 und 2018 im Einbringbereich weiterhin eine Baggergutaufgabe festgestellt wird, die Richtung Nordwest-Südost orientiert ist und die sich in den beiden Jahren weiter ausgedehnt hat. Im Südosten wird, wie bereits im Jahr 2016 festgestellt, an zwei unmittelbar benachbarten Stationen der 2-km-Kreis erreicht. Im September 2018 reicht die Ausdehnung auch im Nordwesten mittlerweile bis zum 2-km-Kreis. In dieser Haupt-Verdriftungsrichtung (Nordwest-Südost) deutet sich auch im 3-km-Kreis ein erster Einfluss von eingemischtem Baggergut in der oberen Sedimentschicht an.

Auf der Schüttstelle K-Süd findet sich vorwiegend sandiges Material wieder. Das ist darin begründet, dass während des Entleerungsprozesses des Hopperbaggers sandiges Material im Vergleich zu feinkörnigem schneller zu Boden sinkt, da es schwerer ist. In den umliegenden Bereichen befinden sich schlickigere Ablagerungen. Das ehemalige Klappzentrum K-Ost sowie die nach Osten ausgedehnte sandige Baggergutaufgabe wurden über die beiden Untersuchungsjahre hingegen zunehmend feinkörniger, da hier durch den Wechsel der Verbringung von K-Ost auf K-Süd vermehrt feinkörniges Material zur Ablagerung kommt.

Die Sedimentstationen im Fernfeld von 6 km bis in 12 km Entfernung vom Klappzentrum zeigen in den Jahren 2017 und 2018 keine baggergutbedingte Erhöhung der Belastung. Einige der Stationen aus dem Fernfeld wiesen bereits zum Zeitpunkt der Nullbeprobung 2005 sowie auch in allen folgenden Jahren höhere Schadstoffwerte auf als die Proben der Umgebung. Hierbei handelt es sich um Stationen, die sich auf einer Achse in Richtung der Elbmündung befinden und anzeigen, dass es einen Einfluss der Elbeschwebstoffe bis in dieses Gebiet gibt. In den Jahren 2017 und 2018 wurde, wie auch bereits im Jahr 2016, an einigen dieser Stationen eine teilweise signifikante Erhöhung vor allem von DDT-Metaboliten sowie, geringer ausgeprägt, auch von α -HCH festgestellt. Dieses kann möglicherweise auf etwas höhere Einträge dieser Verbindungen aus der Mittelelbe in den Jahren 2015 und 2016 zurückzuführen sein.

Die beiden seit 2016 neu beprobten Sedimentstationen, die kurz vor Helgoland liegen, sind durch Kiese und Sande geprägt und weisen nur einen sehr geringen Feinkornanteil auf. Indizien für eine Verschlickung werden somit nicht festgestellt.

4.3.3 Ökotoxikologische Belastung

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.13: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden. Mit der neu erteilten Zulassung gilt der 1,5-km-Kreis als Einbringbereich. In den Jahren 2017 und 2018 wurde keine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität im Einbringbereich festgestellt.*

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für die Ermittlung der Signifikanz wird aufgrund des logarithmischen Charakters der Daten in Absprache mit der BfG mit dem Kruskal-Wallis und einem anschließenden Nemenyi–Damico–Wolfe–Dunn Test als Post-Hoc Tests ein nicht-parametrisches Testverfahren angewendet.

a) Probennahme

Ausgewählte Sedimente im Einbringbereich, 2-km-Kreis, 6-km-Kreis und Referenzgebiet (Abbildung 4-5) werden neben den Analysen der Textur und Schadstoffe auch auf ihre ökotoxikologische Wirkung untersucht. Die Proben werden mit dem Greifer entnommen und in für Lebensmittel geeigneten PE-Eimern (2,5 l) unter Kühlung gelagert.

Die Proben werden mit der marinen Biotestpalette gemäß BfG-Merkblatt (2011b) untersucht, die den marinen Algentest (MAT), den Leuchtbakterientest (LBT) sowie den Corophientest (CVT) umfasst.

Beim MAT und LBT werden jeweils die Testgüter Porenwasser und Eluat getestet. Zur Bewertung der ökotoxikologischen Wirkungen auf die hier untersuchten Modellorganismen (*Phaeodactylum tricornutum*, *Aliivibrio fischeri*) wird die vom Testgut ausgehende Toxizität dadurch charakterisiert, wievielfach die Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt werden muss, damit sie nicht mehr toxisch wirkt. Angegeben wird dieses als pT-Wert (pT 0 = unverdünnt bis pT 6 = mindestens 1:64 verdünnt). Für die beiden Testverfahren liegen demit vier Testergebnisse pro Sedimentprobe als pT-Werte vor. Das insgesamt schlechteste Testergebnis des Algen- und Leuchtbakterientests wird für die Einstufung des untersuchten Sediments in eine Toxizitätsklasse verwendet. Diese Bewertung kann nur bei den Tests angewandt werden, bei denen mit Verdünnungsreihen gearbeitet wird.

Zusätzlich wird an den Sedimenten der Corophientest durchgeführt. Hierbei dient das Sediment als Testgut. Für die Ableitung der Toxizität wird eine Mortalitätsrate von über 20% als Anzeichen für leicht ökotoxikologische Effekte und 40% als Grenze für toxische Effekte angesetzt.

In den Jahren 2017 und 2018 wurden jeweils im Mai und im September 36 Proben auf ihr ökotoxikologisches Potential untersucht. Zur internen Qualitätskontrolle wurden pro Termin je acht Proben in einem zweiten Labor mit dem CVT untersucht und für den LBT und MAT je drei verdeckte Doppelbestimmungen durchgeführt sowie zu den Terminen September 2017, Mai und September 2018 weitere vier bis acht Proben als Parallelbestimmung durch die BfG oder ein alternatives Zweitlabor untersucht. In die statistische Auswertung fließen die Parallelbestimmungen nicht ein.

b) Gebietsvergleich

Die Ergebnisse des Corophientests zeigen in beiden Jahren zu keinem Termin toxische Effekte an. Eine Probe im 1,5-km-Kreis wurde im Mai 2018 durch eine Parallelbestimmung in Labor 2 mit 21% als leicht toxisch eingestuft, die Probe wurde durch das erste Labor aber mit einem Wert von 1,7% analysiert, so dass hier nicht von einer toxischen Belastung ausgegangen wird (s. Tabelle A-38).

Die ermittelten Toxizitätsklassen, die durch den Algen- und Leuchtbakterientest für das Jahr **2017** im Mai und September ermittelt wurden, sind in Abbildung 4-24 abgebildet. Die internen Doppelbestimmungen sind gesondert dargestellt. Für die statistische Auswertung werden die Toxizitätsklassen der untersuchten Gebiete gegenübergestellt.

Im **Mai 2017** wurden in allen Gebieten größtenteils Toxizitätsklassen zwischen 0 (Toxizität nicht nachweisbar) und I (sehr gering toxisch belastet) ermittelt. Zwei Proben wurden im 2-km-Kreis und eine im Einbringbereich mit einer Klasse II (gering toxisch belastet) bewertet und eine weitere Probe im Einbringbereich mit der Toxizitätsklasse III (kritisch belastet). Die Toxizitätsklasse II beruht auf den Ergebnissen des LBT im Porenwasser, alle anderen Einzelergebnisse zeigen eine pT von 0. Eine Parallelbestimmung von Proben durch die BfG konnte wegen Kapazitätsproblemen im Labor nicht durchgeführt werden. Es wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt.

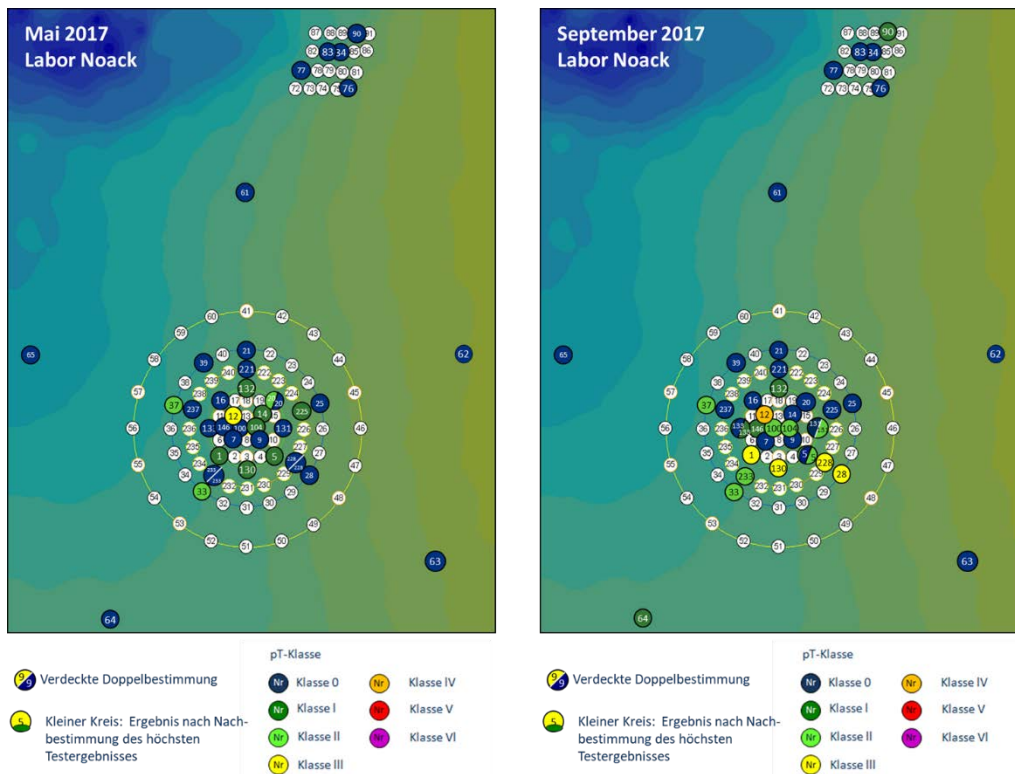


Abbildung 4-24 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im Mai 2017 und im September 2017 (Messergebnisse Labor 1) Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2011b) und entspricht nicht den Zustandsklassen nach EU Recht.

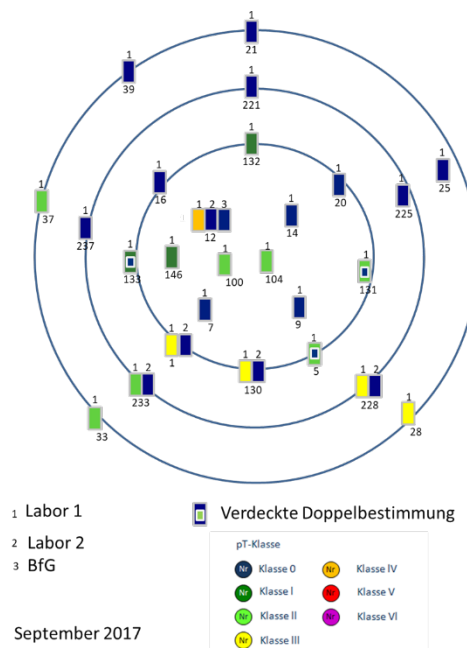


Abbildung 4-25 Doppelbestimmungen September 2017 von Labor 1, Labor 2 und BfG. Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2011b) und entspricht nicht den Zustandsklassen nach EU-Recht.

Im **September 2017** wurden meist Toxizitätsklassen von 0 (Toxizität nicht nachweisbar) bis II (gering toxisch belastet) ermittelt (Abbildung 4-24). Drei Proben im Einbringbereich und eine Probe im 2-km-Kreis wurden mit der Toxizitätsklasse III (kritisch belastet) und eine Probe im Einbringbereich wurde mit der Toxizitätsklasse IV (erhöht toxisch belastet) bewertet. Die Proben, die eine Toxizitätsklasse von über II zeigten, wurden bis auf die Probe im 28 im 2-km-Kreis und zusätzlich auch Probe 233 (II) im 1,5-km-Kreis durch ein Zweitlabor überprüft. Probe 12 (Toxizitätsklasse IV) wurde zusätzlich durch die BfG untersucht. In allen Fällen wurde bei der Bestimmung eine Toxizitätsklasse von 0 ermittelt und auch die verdeckten Doppelbestimmungen ergaben in den Ergebnissen ein widersprüchliches Ergebnis zur ersten Bestimmung (Abbildung 4-25). Signifikante Gebietsunterschiede wurden im September 2017 nicht ermittelt.

Im **Mai 2018** wurden in allen Gebieten größtenteils Toxizitätsklassen zwischen 0 (Toxizität nicht nachweisbar) und I (sehr gering toxisch belastet) ermittelt. Je eine Probe wurde im Einbringbereich und eine im 6km-Kreis mit der Klasse II (gering toxisch belastet) bewertet (Abbildung 4-26). Die Ergebnisse der verdeckten Doppelbestimmungen ergaben jeweils eine um eine Toxizitätsklasse niedrigere Ergebnis (Abbildung 4-27). Es wurden keine signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt.

Im **September 2018** wurden Toxizitätsklassen ermittelt, die größtenteils zwischen 0 (Toxizität nicht nachweisbar) bis I (sehr gering toxisch belastet) liegen (Abbildung 4-26). Im Einbringbereich wurden drei Proben mit einer Toxizitätsklasse von II (gering toxisch belastet) und zwei Proben mit einer Toxizitätsklasse von III ermittelt (mäßig toxisch belastet). Die Ergebnisse dieser Proben sind auf den Leuchtbakterientest im Porenwasser zurückzuführen und wurden durch ein zweites Labor überprüft. In allen Fällen wurde eine Toxizitätsklasse von 0 ermittelt (Abbildung 4-27). Für die Probe 100 liegen insgesamt drei Ergebnisse vor. Hier wurde durch die BfG eine Klasse von II (Leuchtbakterientest Porenwasser) und durch das dritte Labor eine Klasse von 0 (Leuchtbakterientest Porenwasser) ermittelt. Signifikante Gebietsunterschiede wurden im September 2018 nicht ermittelt.

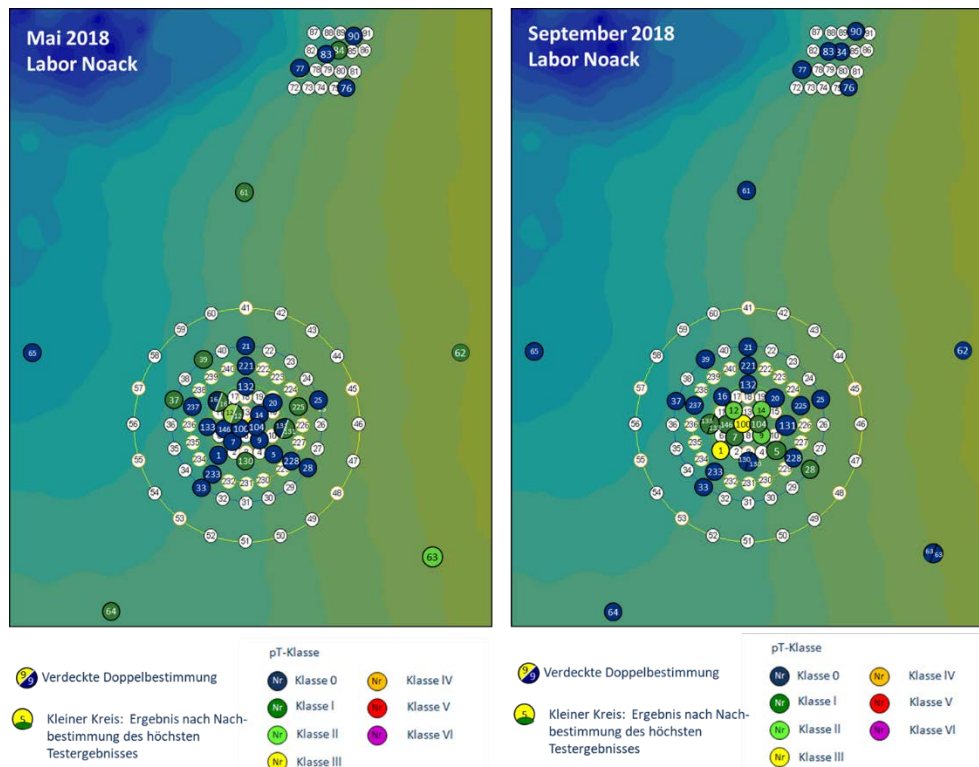


Abbildung 4-26 Verteilungsmuster der ökotoxikologischen Befunde im Verbringungsgebiet bei E3 im Mai 2018 und im September 2018 (Messergebnisse Labor 1) Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2011b) und entspricht nicht den Zustandsklassen nach EU Recht

Insgesamt ist über den gesamten Zeitraum zu sehen, dass die Mittelwerte der Klassen in allen Teilgebieten schwanken, wobei der Grad der Schwankung zwischen 0 und 2 moderat ist (Abbildung 4-28). Werte über 1 werden sowohl für den verbringungsfreien Zeitraum zwischen April 2010 und Juli 2014 wie auch für den Zeitraum September 2014 bis September 2018, in denen wiederholte Verbringungen stattgefunden haben, festgestellt, so dass hier kein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung hergestellt werden kann. Dies wird auch dadurch untermauert, dass höhere Klassen nicht nur im Einbringbereich, sondern wiederholt auch im 6-km-Kreis ermittelt wurden und im 1-km-Kreis seit 2011 bis September 2018 vergleichbare Klassen ermittelt werden. Im September 2016 treten die bislang höchsten Werte im 1,5-km und 2-km-Kreis auf bei gleichzeitig etwas höheren Werten im Referenzgebiet im Vergleich zu den übrigen Beprobungsterminen seit Juli 2012, so dass auch hier ein Einfluss der Baggergutverbringung unwahrscheinlich bleibt. Zu den Terminen in den Jahren 2017 und 2018 bleiben die mittleren Werte insgesamt unterhalb der Klasse II.

Auffällig ist hingegen, dass erst seit August 2009 Werte über 1 ermittelt werden (Abbildung 4-28). Der Zeitpunkt entspricht einer methodischen Umstellung in den Laboren und kann nicht mit einer veränderten Belastung der Sedimente in Verbindung gebracht werden.

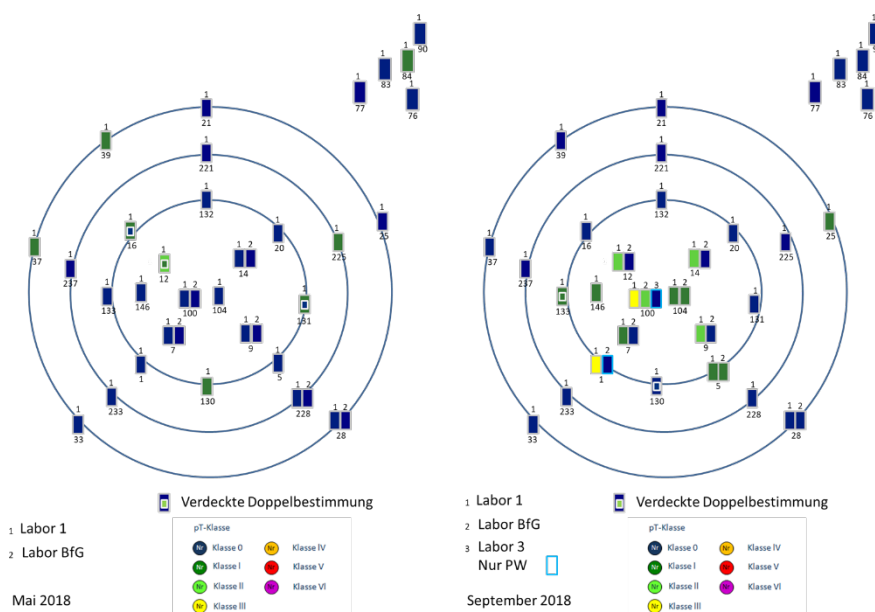


Abbildung 4-27 Doppelbestimmungen Mai 2018 und September 2018 von Labor 1, Labor 2 und BfG. Die Einfärbung der Klassen erfolgt nach BfG (2011b) und entspricht nicht den Zustandsklassen nach EU-Recht.

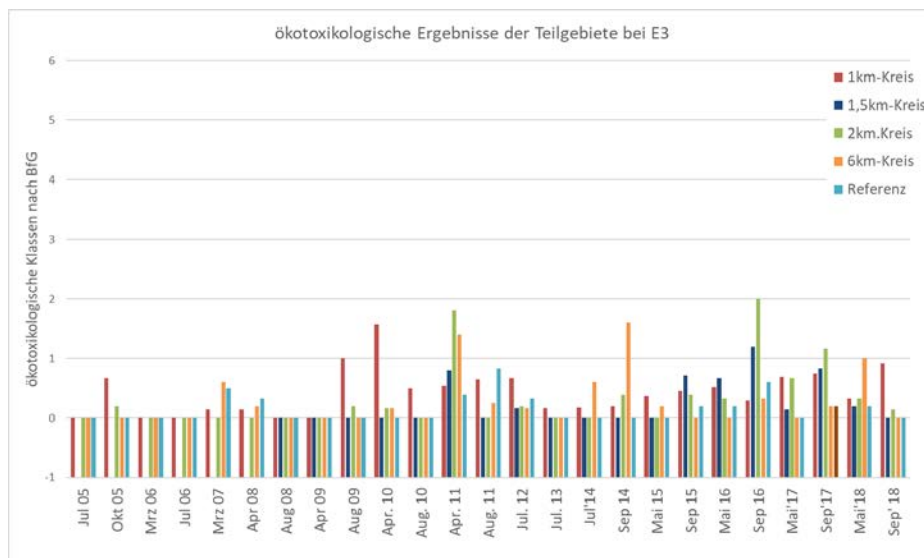


Abbildung 4-28 Gebietsmittelwerte der Ergebnisse des ökotoxikologischen Monitorings bei E3 2005-2018

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

In den Jahren 2017 und 2018 wurden zu keinem Untersuchungstermin signifikante Gebietsunterschiede festgestellt. Wie bereits in den Jahren zuvor wurde eine Qualitätskontrolle durch interne Doppelbestimmungen, die im gleichen Labor durchgeführt wurden, sowie durch Parallelbestimmungen in einem zweiten und teilweise dritten Labor durchgeführt. Insgesamt liegen so für den Mai 2017 drei, für den September 2017 acht, für den Mai 2018 neun und den September 2018 dreizehn Doppelbestimmungen vor. Insgesamt weichen die Ergebnisse in 57 % der Fälle voneinander ab, in 39 % der Fälle besteht ein Unterschied von mindestens zwei Toxizitätsklassen (Abbildung 4-25, Abbildung 4-27), was zeigt, dass die Aussagekraft der ökotoxikologischen Ergebnisse mit einer gewissen Unsicherheit behaftet ist. Das Auftreten von vereinzelt Toxizitäten oberhalb der Toxizitätsklasse II sollte auch vor diesem Hintergrund bewertet werden. Ein signifikanter Einfluss der Baggergutverbringung auf die ökotoxikologischen Eigenschaften der Sedimente ist bislang nicht erkennbar.

4.4 Makrozoobenthos

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: Text s. Kapitel 4.3 (Beprobung der Sedimente)

Die Untersuchung des Makrozoobenthos wurde in den Jahren 2017 und 2018 mit jeweils einer Kampagne pro Jahr fortgeführt. Die Beprobungen fanden im Mai 2017 und im Mai 2018 statt.

In der Monitoring-AG wurde im August 2016 abgestimmt, dass im September 2016, vor dem Wechsel vom Klappfeld K-Ost zum Klappfeld K-Süd, im Rahmen einer „status quo ante“ Untersuchung alle drei neuen potentiellen Klappfelder (K-Süd, K-West, K-Nord) in die Benthos-Untersuchung einbezogen werden. Die Klappfelder wurden hierfür im September 2016 an je 7 neuen Stationen beprobt und es erfolgte eine Erstbewertung der Benthosbesiedlung. Nach der ersten Baggergutverbringung auf das neue Klappfeld K-Süd im Herbst 2016 wurde im Anschluss im Mai 2017 und Mai 2018 das Klappfeld K-Süd als weiteres Teilgebiet in das reguläre Monitoringprogramm integriert. Zudem erfolgte die Aufnahme von 5 neuen Stationen zur Untersuchung des Makrozoobenthos im 1-km-Kreis.

Im Rahmen der zwischen dem MELUND, dem LLUR und HPA am 16.8.2017 abgestimmten Anpassungen des Monitoringkonzepts im Jahr 2017 (s. Kapitel 4 Anfang) wurde beschlossen, dass ab dem Jahr 2017 eine einmaljährliche Beprobung des Makrozoobenthos als ausreichend angesehen werden kann. In der Begründung der Konzeptanpassung heißt es: *„Die Untersuchungen des Makrozoobenthos erfolgten seit dem Jahr 2005 engmaschig zwei Mal im Jahr. Im Jahr 2016 wurde zusätzlich das Probenahmeraster verdichtet. Der aus diesen Untersuchungen generierte Datensatz zeigt, dass eine Besiedlung des Klappfeldes kontinuierlich stattgefunden hat, wobei sich diese seit Beginn der Verbringung dem veränderten, sandigeren Substrat angepasst hat und neue Lebensgemeinschaften entstanden sind. Eine durch die Verbringung von Baggergut befürchtete zunehmende Verödung ist ausgeblieben und geringfügige, saisonale Auswirkungen spielen für die Beurteilung der langjährigen Auswirkungen keine Rolle. Eine zweimaljährliche Untersuchung würde nach Ansicht der Gutachter (Fa. BioConsult) keinen Mehrgewinn an Information zur Beurteilung der Wirkung der Baggergutausbringung liefern. Da zudem die Untersuchung des Makrozoobenthos mit einem Tierverbrauch verbunden ist, wird eine Untersuchungsfrequenz von einmal im Jahr als ausreichend angesehen.“*

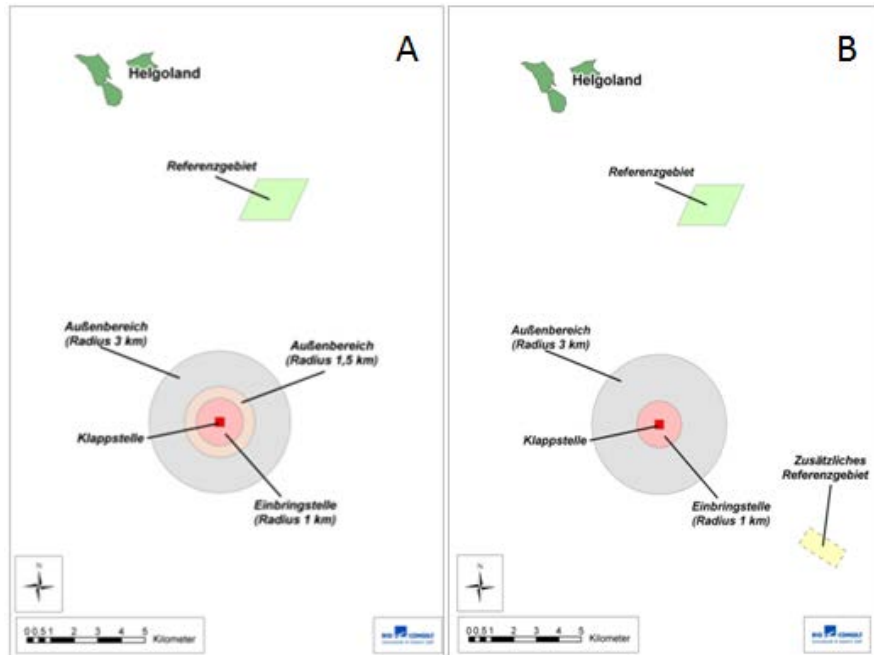


Abbildung 4-29 Gebiete für Makrozoobenthosbeprobung (A) und Klieschenmonitoring (B)

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Zeitgleich zur Probennahme für die chemischen und ökotoxikologischen Sedimentanalysen wurden von der Firma BioConsult im Mai 2017 und im Mai 2018 Sedimentproben für die Untersuchung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft entnommen. Das gesamte Untersuchungsgebiet umfasste im Mai 2017 und im Mai 2018 mit dem 1-km-Kreis (25 Stationen mit jeweils einer Bodengreiferprobe), dem 1,5-km-Kreis (20 Stationen), dem Außengebiet, das den 2- und 3-km-Kreis umfasst (Gebiet AU, 40 Stationen), dem Referenzgebiet (20 Stationen), dem Bereich des ehemaligen Klappzentrums K-Ost (8 Stationen) und dem Bereich des Klappzentrums K-Süd mit 10 Stationen sechs Teilgebiete (Abbildung 4-29, Abbildung 4-5, Abbildung 4-6 mit Stationen von 2017 s. Kapitel 4 Anfang).

Damit ergeben sich für die Beprobungen vom Mai 2017 und Mai 2018 insgesamt 123 Stationen. Hiervon sind 110 Stationen mit denen der Vorjahre (bis April 2016) identisch. Zu den neuen Stationen zählen 7 Stationen auf dem neuen Klappzentrum K-Süd und 5 Stationen im 1-km-Kreis. Die Anzahl der Stationen wurde damit, wie in Maßgabe 2.22 gefordert, im Einbringbereich verdichtet.

An jeder Station wurde eine Makrozoobenthosprobe mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m² Grundfläche) entnommen. Die Siebmaschenweite betrug 1 mm. Die Siebrückstände wurden mit Formalin konserviert. Die Tiere wurden im Labor soweit möglich bis zur Art bestimmt und quantifiziert. Die Biomasse wurde als Feuchtgewicht bestimmt und anschließend mit Konvertierungsfaktoren in aschefreies Trockengewicht umgerechnet.

Als Kenngrößen der Makrozoobenthosgemeinschaft werden u.a. mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse und Diversität ermittelt. Außerdem erfolgt die Auswertung der Dominanzstruktur pro Termin und Teilgebiet sowohl bezogen auf die Abundanz (auf Artebene) als auch auf die Biomasse (auf Gruppenebene). Die Parameter Artenzahl und Abundanz werden zudem für eine Gemeinschaftsanalyse herangezogen. Bei dieser werden Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Gemeinschaft durch die räumliche Nähe bzw. Distanz der Symbole veranschaulicht (MDS-Plot mit anschließender ANOSIM-Statistik, für Details s. BioConsult 2019a und 2019b).

Die Interpretation der Ergebnisse wurde von der Firma BioConsult sowohl auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen als auch in der Gesamtschau aller Daten 2005 bis 2018 graphisch durchgeführt. Zusätzlich wurde für den Zeitraum 2005 bis 2016 mit fünf Teilgebieten und, hiervon getrennt, für den Zeitraum 2016 bis 2018 mit sechs Teilgebieten inklusive der neuen Klappstelle K-Süd, ein MDS-Plot erstellt (BioConsult 2019b). Der räumliche Vergleich der sechs Teilgebiete (K-Süd, K-Ost, 1-km, 1,5-km, AU, R) erfolgt zusätzlich statistisch mittels einer nichtparametrischen Varianzanalyse getrennt für die beiden Untersuchungstermine im Mai 2017 und im Mai 2018 (Mediantest, Post-Hoc Nemenyi). Entscheidend für die Interpretation der Daten ist die Kombination der Ergebnisse eines Beprobungstermins in Verbindung mit dem Verlauf der Parameter über die Gesamtzeit, da es erst durch die Datenbasis längerfristiger Untersuchungen u.a. vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität ermöglicht wird, Beeinträchtigungen belastbarer zu identifizieren oder auszuschließen.

a) Ergebnisse: Makrozoobenthos in den Jahren 2017 und 2018

Dominanzstruktur im Jahr 2017

Im Mai 2017 wiesen die neue Klappstelle K-Süd und die alte Klappstelle K-Ost mit 67 und 79 % eine sehr hohe Dominanz des Polychaeten *Scalibregma inflatum* auf. Diese Art war auch in den beiden Teilgebieten 1-km-Kreis und 1,5-km-Kreis mit Anteilen von 35,5 bzw. 23,5 % an der Gesamtabundanz auf Rang 1 zu finden. In K-Ost, K-Süd und im 1-km-Kreis belegte der Schlangensterne *Ophiura albida* mit Anteilen von 7,6 (K-Ost), 11 (K-Süd) und 17,3 % (1-km-Kreis) Rang 2. Auf K-Süd und im Teilgebiet 1-km-Kreis nahm die Muschel *Kurtiella bidentata* Rang 3 ein (6,7 % K-Süd, 17,2 % 1-km-Kreis). Für die eigentliche Klappstelle K-Süd konnte keine Art für Rang drei ermittelt werden, da keine weitere Spezies eine Mindestabundanz von 100 Ind./m² erreichte.

Die beiden Teilgebiete 1,5-km-Kreis und Außengebiet wiesen auf den ersten drei Rängen der numerischen Dominanz die gleichen Arten (*S. inflatum*, *K. bidentata* und *Phoronis spp.*) auf, allerdings nicht in der gleichen Rangreihenfolge (1,5-km-Kreis 34,5 % *S. inflatum*, 21,9 % *K. bidentata*, 11,8 % *Phoronis spp.* und Teilgebiet AU 22,9 % *K. bidentata*, 17,9 % *S. inflatum* und 15,2 % *Phoronis spp.*). Im Teilgebiet R nahmen Hufeisenwürmer der Gattung *Phoronis* mit 16,7 % Rang eins der Abundanz ein, gefolgt von *Kurtiella bidentata* (13,8 %) und *Ophiura albida* (10,3 %).

Generell wies die Dominanzstruktur aller Teilgebiete damit eine gewisse Ähnlichkeit auf. Am deutlichsten unterschieden sich die beiden Klappstellen K-Süd und K-Ost mit ihrer insgesamt weniger komplexen Struktur von den übrigen Teilgebieten.

Die Biomasse war im Jahr 2017 im Bereich von K-Süd, im 1-km-Kreis und auf K-Ost von den großen und massereichen Seeigeln *Echinocardium cordatum* dominiert, deren Anteile von 30 % (K-Ost), 52 % (1-km-Kreis) bis zu 60 % (K-Süd) reichten. Auf K-Ost wurde auch noch 27 % der Biomasse aus der Schwertmuschel *Ensis leei* gebildet, die in den übrigen Gebieten nicht mehr zu den dominanten Biomasselieferanten gehörte. Weitere wesentliche Biomasselieferanten der Teilgebiete waren *Aphrodita aculeata* mit 19 % im 1,5-km-Kreis und 15 % auf K-Ost, *Amphiura filiformis* im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet mit 13 und 11 % sowie *Alitta virens* mit 20 % im Außengebiet. Im Referenzgebiet gehörten *Callianassa subterranea* mit 22 % und *Notomastus latericeus* mit 17 % zu den größten Biomasselieferanten. Der sehr abundante Polychaet *Scalibregma inflatum* trug aufgrund seiner geringen Größe auf K-Ost lediglich zu etwas weniger als 5 % zu der Biomasse bei, in den anderen Teilgebieten lagen die entsprechenden Anteile noch geringer.

Dominanzstruktur im Jahr 2018

Im Mai 2018 war der Polychaet *Scalibregma inflatum*, der auch im Jahr 2017 in allen Teilgebieten zu den dominanten Arten gehört hatte, in allen Teilgebieten auf Rang 1 zu finden. In allen Gebieten außer dem Referenzgebiet lagen die Anteile über 50 %. Hierbei erreichte sie in K-Süd mit 89 % den höchsten Wert, gefolgt vom 1-km-Kreis mit 72 %. In K-Ost, 1,5-km-Kreis und AU war sie noch mit 63, 59 und 52 % vertreten und erreichte auch im Referenzgebiet noch immer einen hohen Anteil von 34 %. Auch Rang 2 wurde in allen Teilgebieten durch die gleiche Art, nämlich die Muschel *Kurtiella bidentata* besetzt. Den höchsten Anteil von ca. 21 % an der Gesamtabundanz hatte diese Art im Teilgebiet K-Ost, den niedrigsten im Teilgebiet K-Süd mit 3 % (Referenz 12 %, Außengebiet und 1,5-km-Kreis jeweils 11 %, 1-km-Kreis 8 %). Auf Rang 3 folgten im Teilgebiet K-Süd der Polychaet *Notomastus latericeus* (1 %). Im Bereich K-Ost und im 1-km-Kreis belegten die glänzende Nussmuschel *Nucula nitidosa* (3 und 5 %) und in den drei Teilgebieten 1,5-km-Kreis, AU und R die Hufeisenwürmer der Gattung *Phoronis* (5%, 7 %, 12 %) den Dominanzrang 3.

Wie bereits für das Jahr 2017 festgestellt, wies die Dominanzstruktur aller Teilgebiete damit auch im Jahr 2018 eine relativ große Ähnlichkeit untereinander auf. Insbesondere K-Süd mit der hohen Dominanz einer einzigen Art ist dabei, wie auch im Jahr 2017, relativ einfach strukturiert.

Anders als bei der Abundanz wiesen die Teilgebiete bzgl. der Biomasse im Jahr 2018 recht unterschiedliche Rangreihenfolgen auf. Auf der ehemaligen Klappstelle K-Ost und im 1-km-Kreis stellt, wie auch im Jahr 2017, der massereiche Seeigel *Echinocardium cordatum* mit 60 und 38 % den größten Anteil an Biomasse. Auf K-Ost nimmt *Lagis koreni* (12,6 %) Rang 2 und *Notomastus latericeus* (7,9 %) Rang 3 ein, im Gebiet des 1-km-Kreises hingegen die Pfeffermuschel *Abra alba* (17,4 %) und *Scalibregma inflatum* (9,3 %). Auf K-Süd sind im Mai 2018 der biomassereiche Maskenkrebs *Hyas araneus* und die Wellhornschncke *Buccinum undatum* mit 25 und 22 % die beiden größten Biomasselieferanten. Bei beiden Arten dürfte es sich mit Blick auf die Greiferbeprobung um Zufallsfunde handeln. Rang 3 nahm auf K-Süd die abundante Art *Scalibregma inflatum* ein.

Im 1,5-km-Kreis und im Außengebiet stellen die Anthozoa mit je 13 %, der Seeigel *Echinocardium cordatum* mit 12 und 11 % und der zierliche Schlangensterne *Amphiura filiformis* mit 9 und 15 % einen relevanten Anteil an der Biomasse. Auch der sehr abundante Polychaet *Scalibregma inflatum* stellt mit 9 und 8 % trotz seiner geringen Größe auch in diesen beiden Gebieten noch einen relevanten Anteil an der Biomasse. Im 1,5-km-Kreis ist auch die Pfeffermuschel *Abra alba* noch mit 11 % relativ stark vertreten, im Außengebiet hingegen der grabende Maulwurfskreb *Callinassa subterranea* mit 8 %.

Im Referenzgebiet wurde die Biomasse von *Callinassa subterranea* dominiert (16 %) gefolgt von dem Borstenwurm *Alitta virens* (14 %), der Pfeffermuschel *Abra alba* (12 %) und dem Borstenwurm *Notomastus latericeus* (9 %).

Kenngrößen (mittlere Artenzahl, Diversität, Abundanz, Biomasse) in den Jahren 2017 und 2018

Die Parameter mittlere Artenzahl und Diversität liegen im Mai 2017 und im Mai 2018 auf K-Süd signifikant niedriger als in den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenzgebiet (Tabelle 4.4-1, Abbildung 4-31, Abbildung 4-33 für die Parameter über die Gesamtzeit). Auch bei dem Parameter Abundanz wird auf dem Teilgebiet K-Süd im Mai 2017 ein signifikant niedrigerer Wert als im Außengebiet und im Referenzgebiet ermittelt, während im Mai 2018 kein signifikanter Unterschied zu den anderen Teilgebieten festgestellt wird (Tabelle 4.4-1, Abbildung 4-30).

Auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost liegen die Werte für die Diversität, wie auch auf K-Süd, im Mai 2017 und im Mai 2018 signifikant niedriger als in den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenzgebiet (Tabelle 4.4-1, Abbildung 4-33). Im Mai 2017 gilt dies auch für die mittlere

Artenzahl. Im Mai 2018 liegen die Werte der mittleren Artenzahl auf K-Ost zwar signifikant niedriger als im Außengebiet und im Referenzgebiet, zum 1,5-km-Kreis wird hingegen kein signifikanter Unterschied ermittelt. Bei dem Parameter Abundanz liegt lediglich K-Ost im Mai 2017 signifikant unter den Werten des Referenzgebietes, während im Mai 2018 kein signifikanter Unterschied zwischen den Teilgebieten festgestellt wird.

Auf dem 1-km-Kreis liegen die Werte der Diversität und der mittleren Artenzahl höher als auf dem Klappzentrum K-Süd und - mit Ausnahme der mittleren Artenzahl im Mai 2018 – auch höher als auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost, aber niedriger als die Werte der anderen Teilgebiete (Abbildung 4-33, Abbildung 4-31). Die Differenz der Teilgebiete 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz zum 1-km-Kreis ist signifikant für die mittlere Artenzahl (Mai 2017 und Mai 2018) und teilweise auch für die Diversität (Mai 2017 nur Referenzgebiet, Mai 2018 alle Teilgebiete; Tabelle 4.4-1). Im Mai 2017 liegt die Abundanz im 1-km-Kreis signifikant niedriger als im Außengebiet und im Referenzgebiet. Im Mai 2018 wird im 1-km-Kreis aufgrund des hohen Vorkommens von *Scalibregma inflatum* hingegen sogar die höchste Abundanz aller Teilgebiete ermittelt, wobei aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Teilgebieten festgestellt wird (Tabelle 4.4-1).

Im MDS-Plot, in dem die Parameter Abundanz und Artenzahl integriert werden, werden sowohl im Mai 2017 als auch im Mai 2018 einzelne Stationen der Teilgebiete K-Süd und K-Ost als deutlich von den übrigen Stationen des Untersuchungsgebietes getrennt dargestellt. Ansonsten gruppieren sich die übrigen Stationen von K-Ost und K-Süd in beiden Analysen zusammen mit mehreren Stationen aus dem 1-km-Kreis (Station 154, 5, 8, 9, 10, 11, 12 (nur Mai 2017), 13, 15 und im Mai 2018 zusätzlich noch Station 14, 6, 3 und 131) räumlich zusammen. Die restlichen Stationen des 1-km-Kreises, des 1,5-km-Kreises, des Außengebietes und des Referenzgebietes liegen in räumlicher Nähe und überlappen sich teilweise (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. Bio-Consult 2019a; 2019b). Damit zeigt sich in der MDS-Analyse, dass eine Veränderung durch die Verbringung vor allem auf K-Süd und K-Ost und auf Stationen des 1-km-Kreises, die diesen beiden Teilgebieten benachbart sind, beschränkt bleibt. Die Anzahl an Stationen, die im MDS-Plot im 1-km-Kreis eine Beeinflussung durch die Verbringung anzeigen, ist dabei bis Mai 2018 im Vergleich zum September 2106 allerdings angestiegen und reicht bei Station 131 und Station 5 im Osten des 1-km-Kreises auch bis zu dessen Rand.

Bei dem Parameter Biomasse wird im Mai 2017 und im Mai 2018 lediglich ein signifikanter Unterschied zwischen den Teilgebieten ermittelt: Zu beiden Terminen liegt der 1-km-Kreis als das Teilgebiet mit den höchsten Biomassen signifikant über den Werten des Außengebietes, in dem die niedrigsten Biomassen festgestellt werden (Tabelle 4.4-1, Abbildung 4-32).

Tabelle 4.4-1 Ergebnis des Statistiktests für Makrozoobenthos aus den Jahren 2017 und 2018 (Median-Test, Post-Hoc Test Nemenyi, s = signifikant mit $p < 0,05$, ns = nicht signifikant, BioConsult 2019a; 2019b)

Mittlere Artenzahl						Abundanz				
5.17	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R
K-Süd	ns	ns	sig	sig	sig	ns	ns	ns	sig	sig
K-Ost		ns	sig	sig	sig		ns	ns	ns	sig
1-km			sig	sig	sig			ns	sig	sig
1,5-km				ns	ns				ns	ns
AU					ns					ns
Mittlere Artenzahl						Abundanz				
5.18	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R
K-Süd	ns	ns	sig	sig	sig	ns	ns	ns	ns	ns
K-Ost		ns	ns	sig	sig		ns	ns	ns	ns
1-km			sig	sig	sig			ns	ns	ns
1,5-km				ns	ns				ns	ns
AU					ns					ns
Biomasse						Diversität				
5.17	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R
K-Süd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	sig	sig	sig
K-Ost		ns	ns	ns	ns		ns	sig	sig	sig
1-km			ns	sig	ns			ns	ns	sig
1,5-km				ns	ns				ns	sig
AU					ns					sig
Biomasse						Diversität				
5.18	K-Ost	1-km	1,5-	AU	R	K-Ost	1-km	1,5-km	AU	R
K-Süd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	sig	sig	sig
K-Ost		ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns	sig
1-km			ns	sig	ns			sig	sig	sig
1,5-km				ns	ns				ns	sig
AU					ns					sig

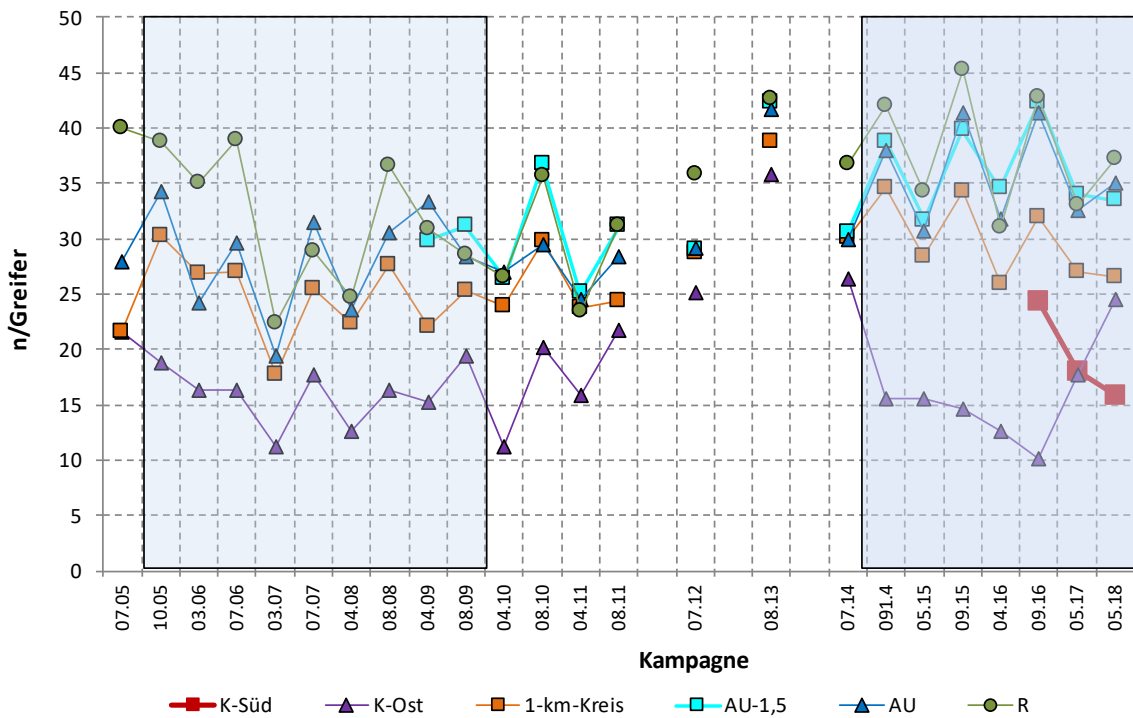


Abbildung 4-31 Entwicklung der mittleren Artenzahl (in Anzahl Arten pro Greifer) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

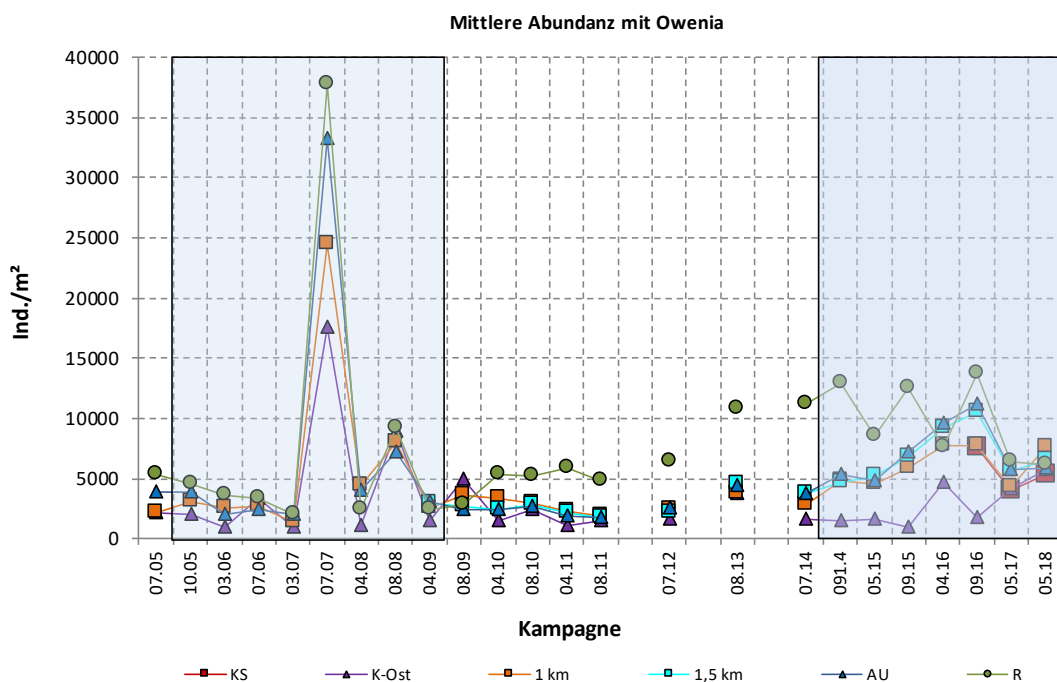


Abbildung 4-30 Entwicklung der Abundanz (in Ind./m²) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

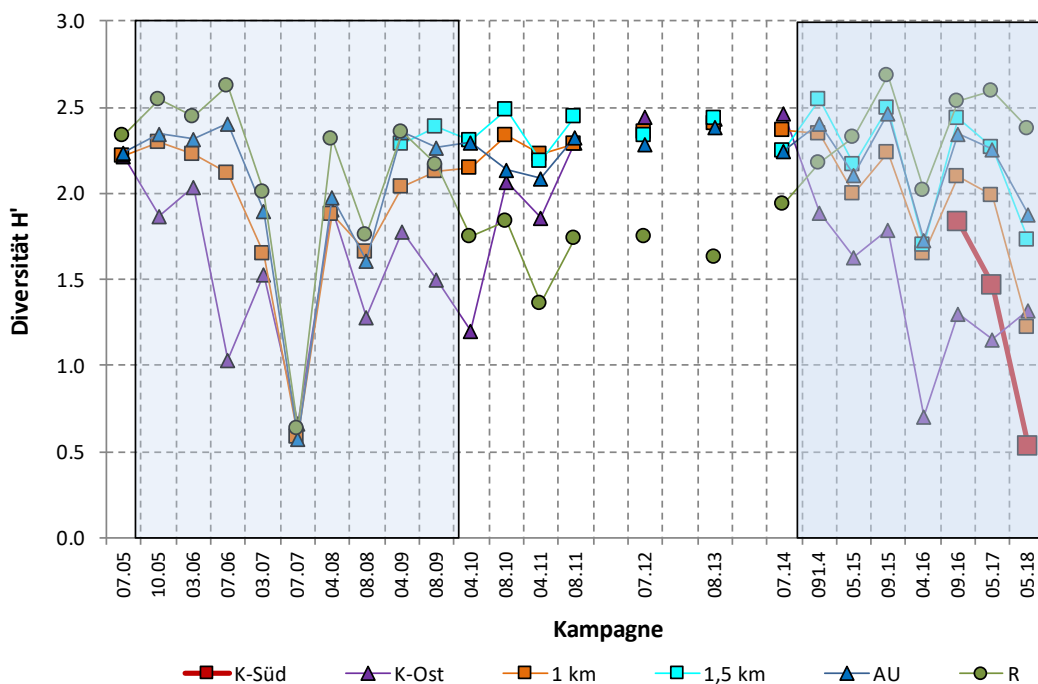


Abbildung 4-33 Entwicklung der Diversität in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

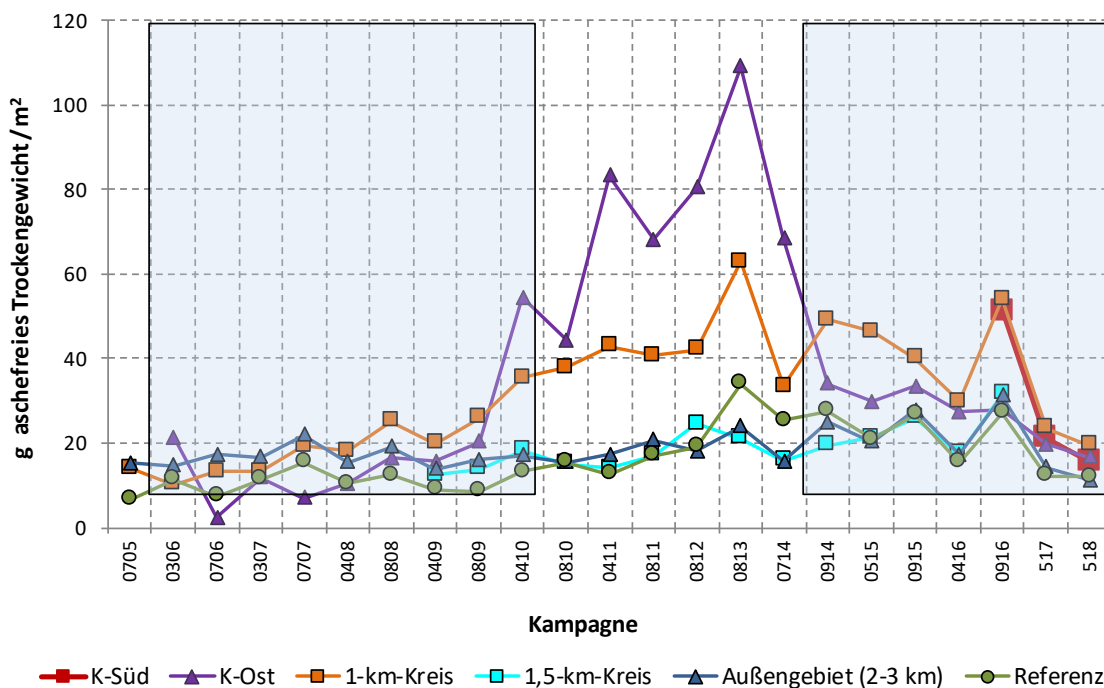


Abbildung 4-32 Entwicklung der Biomasse (als aschefreies Trockengewicht) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005 bis 2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Kästen geben den ersten und den zweiten Verbringungszeitraum an).

b) Makrozoobenthos in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2018

Um einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die drei Kenngrößen mittlere Artenzahl (Abbildung 4-31), Diversität (Abbildung 4-33) und Abundanz (Abbildung 4-30) darstellen zu können, werden diese über den Gesamtzeitraum 2005 bis 2018 als Zeitreihe ausgewertet.

Alle drei Parameter zeigen über die Zeit auf K-Ost niedrigere Werte als in den Teilgebieten 1,5-km-Kreis, Außengebiet und Referenz. Dies war bereits im ersten Verbringungszeitraum zu beobachten und ist als Einfluss der Baggergutverbringung zu werten. Im verbringungsfreien Zeitraum von Frühjahr 2010 bis Sommer 2014 ging der Einfluss der Verbringung teilweise zurück, so dass sich die drei Parameter auf K-Ost denen der anderen Teilgebiete wieder annäherten (Abbildung 4-31, Abbildung 4-33, Abbildung 4-30): Bei den Parametern Abundanz und Diversität wurde zwischenzeitlich kein Unterschied mehr festgestellt (Sommer 2013 Diversität, Sommer 2011 bis Sommer 2014 Abundanz), während bei dem Parameter mittlere Artenzahl auch im verbringungsfreien Zeitraum ein Unterschied bestehen blieb (Abbildung 4-31).

Seit der Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Jahr 2014 wurde die Differenz zwischen K-Ost und den anderen Gebieten wieder deutlicher. Dies war besonders ausgeprägt bei der mittleren Artenzahl zu beobachten (Abbildung 4-31), aber auch bei den Parametern Abundanz bis September 2016 (Abbildung 4-30) und Diversität (vor allem April 2016, Abbildung 4-33). Die Klappstelle K-Süd, die im Oktober 2016 erstmalig beaufschlagt wurde, lag zur Beprobung im September 2016 bei mittlerer Artenzahl und Diversität in der Höhe der Werte zwischen K-Ost und den anderen Teilgebieten. Nach Beginn der Baggergutverbringung auf K-Süd nahmen die Werte der mittleren Artenzahl sehr deutlich ab, während die Werte auf K-Ost wieder zunahmen. Dieser Effekt ist sehr wahrscheinlich auf den Wechsel des Klappfeldes zurückzuführen. Auch die Diversität nahm auf K-Süd mit Beginn der Nutzung deutlich ab, während sich die Werte auf K-Ost zwischen September 2016 und Mai 2018 kaum verändert haben (Abbildung 4-33). Die Werte der Abundanz unterschieden sich nach dem Klappfeldwechsel hingegen weniger deutlich: Während die Werte auf K-Ost im Mai 2017 und Mai 2018 zugenommen haben, haben sie auf K-Süd geringfügig abgenommen (Abbildung 4-30). Letztlich ist der Unterschied zwischen den Teilgebieten zu den Terminen Mai 2017 und Mai 2018 aber insgesamt gering ausgeprägt (s. auch vorigen Abschnitt).

Damit lässt sich zusammenfassend sagen, dass der Wechsel des Klappfeldes auf K-Süd seit Oktober 2016 zu einer deutlich ausgeprägten Abnahme der Parameter Diversität und mittlere Artenzahl geführt hat, während der Einfluss auf die Abundanz deutlich geringer ausfällt. Dies liegt vorwiegend an dem zahlreichen Vorkommen des wenig massereichen Polychaeten *Scalibregma inflatum* auf K-Süd in den Jahren 2017 und 2018 (s. oben). Auf dem Klappfeld K-Ost kann man bei der Abundanz und bei der mittleren Artenzahl nach dem Klappfeld-Wechsel eine gewisse „Erholung“ verzeichnen.

Der 1-km-Kreis liegt über die Gesamtzeit betrachtet bei der mittleren Artenzahl und bei der Diversität in der Höhe zwischen K-Ost und den übrigen drei Teilgebieten (Abbildung 4-31, Abbildung 4-33). Bei der Abundanz ist diese Differenz ebenfalls vorhanden, aber schwächer ausgeprägt und im Mai 2018 liegen die Werte auch höher als in den übrigen Teilgebieten (Abbildung 4-30).

Von BioConsult wurden Gemeinschaftsanalysen durchgeführt, in denen die Parameter Abundanz und mittlere Artenzahl integriert werden (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. BioConsult 2019b). Diese Analyse wurde einmal mit 5 Teilgebieten über 2005-2016 durchgeführt und mit den aktuell 6 Teilgebieten in den Jahren 2016 – 2018.

Der MDS-Plot von 2005- 2016 (s. auch E3-Jahresbericht der HPA, 2016) zeigt deutlich, dass das Gebiet K-Ost von den anderen Teilgebieten räumlich abgetrennt wird. Der 1-km-Kreis liegt zwischen K-Ost und den Gebieten 1,5-km-Kreis und Außengebiet, wobei zu den beiden letztgenannten Überlappungen festgestellt werden. Für die drei Untersuchungstermine ab September 2016 zeigt sich in Übereinstimmung mit den oben beschriebenen Entwicklungen, dass die Unähnlichkeit der Klappstelle K-Süd zu den anderen Teilgebieten vom September 2016 über Mai 2017 bis zum Mai 2018 zunimmt, während sich die Werte von K-Ost im gleichen Zeitraum den übrigen Teilgebieten wieder annähern. Damit wird durch die multivariate Statistik ein zunehmender Einfluss der Baggergutverbringung auf K-Süd und eine gewisse Erholung auf K-Ost bestätigt.

Die Biomasse zeigt demgegenüber einen anderen Verlauf: In den Jahren 2009 bis 2013 kam es auf K-Ost und im 1-km-Kreis zu deutlichen Zuwächsen. Dies lag an einer Schwertmuschelkolonie (*Ensis leei*), die im Einbringzentrum aufgewachsen war (Abbildung 4-32). Auf dem Klappzentrum war die Biomasse im Zeitraum September 2014 bis April 2016 noch die zweithöchste der Teilgebiete, wobei der Unterschied zu den anderen Teilgebieten jeweils nicht signifikant war. Im September 2016 unterschied sich die Biomasse auf K-Ost auch in ihrer absoluten Höhe nicht mehr von der der Teilgebiete 1,5-km, AU und R (s. oben). Im 1-km-Kreis war die Biomasse zu allen fünf Terminen im zweiten Verklappungszeitraum (September 2014 bis September 2016) die höchste der Teilgebiete (Abbildung 4-32). Die hohe Biomasse wurde hier nur teilweise durch das Wachstum von Schwertmuscheln verursacht, sondern ist auch auf das Vorkommen von massereichen Herzseeigeln (*Echinocardium cordatum*) sowie auf kleinere Arten wie die Pfeffermuschel *Abra alba* und verschiedene Borstenwürmer zurückzuführen. In den Jahren 2017 und 2018 war die Biomasse im 1-km-Kreis erneut deutlich zurückgegangen. Sie war zwar aber immer noch die höchste der Teilgebiete, der Unterschied war aber nur noch zum Außengebiet signifikant und vorwiegend durch das Vorkommen von Herzseeigeln (*Echinocardium cordatum*) verursacht. Das Vorkommen der Schwertmuschel spielte für die Biomasse im 1-km-Kreis keine Rolle mehr.

c) Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei der Makrozoobenthosbesiedlung auf dem ehemaligen Klappzentrum K-Ost in den Jahren 2017 und 2018, wie auch in den vorangegangenen Jahren, weiterhin ein Einfluss der Baggergutverbringung festzustellen ist. Dies ist an einer Erniedrigung der drei Kenngrößen mittlere Artenzahl, Abundanz und Diversität festzustellen. Die Dominanzstruktur war im Mai 2017 zudem auch noch verhältnismäßig einfach strukturiert. Es ist aber auch zu sehen, dass die Werte der mittleren Artenzahl und der Abundanz zwischen Herbst 2016 und Mai 2018 angestiegen sind und sich den anderen Teilgebieten angenähert haben. Dies deutet auf eine Erholung nach dem Ende der Verbringung auf K-Ost hin.

Demgegenüber zeigt sich auf der neuen Klappstelle K-Süd, dass nach Beginn der Beaufschlagung im Herbst 2016 zu den Beprobungen im Mai 2017 und im Mai 2018 ein Einfluss der Baggergutverbringung durch eine Verminderung der Diversität und der mittleren Artenzahl zu verzeichnen ist. Die Dominanzstruktur war zu beiden Terminen sehr einfach gestaltet. Das hohe Aufkommen von *Scalibregma inflatum* führte dazu, dass die Werte für die Abundanz kaum vermindert waren.

Auf dem 1-km-Kreis zeigte sich ebenfalls ein Einfluss der Baggergutverbringung, der besonders an den Stationen in der Nähe von K-Ost und K-Süd festzustellen war. Insgesamt liegt der Einfluss der Baggergutverbringung auf die genannten Indikatoren im Klappzentrum K-Süd, im ehemaligen Klappzentrum K-Ost und im 1-km-Kreis im Mai 2017 und im Mai 2018 in einer zu der des ersten

Verklappungszeitraums vergleichbaren Größenordnung (Abbildung 4-31, Abbildung 4-30, Abbildung 4-33, Abbildung 4-32).

Im 1,5-km-Kreis, im Außengebiet und im Referenzgebiet wurden in den Jahren 2017 und 2018, wie bereits in den vergangenen Jahren festgestellt, auf der vorhandenen Datengrundlage keine Hinweise auf verklappungsbedingte Wirkungen ermittelt (BioConsult, 2019a; 2019b).

Während bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz und Biomasse zwischen diesen drei Gebieten zu beiden Terminen keine signifikanten Unterschiede festgestellt wurden, zeigte das Referenzgebiet signifikante Abweichungen von dem Außengebiet bei der Diversität nach oben (Abbildung 4-33, Tabelle 4.4-1), die laut BioConsult auf mesoskalige Unterschiede in der Besiedlungsstruktur der Teilgebiete zurückgeführt werden können und nicht mit der Baggergutverbringung in Zusammenhang stehen. Darauf deuten auch die multivariaten Analysen der betreffenden Stationen hin, bei denen diese Stationen in den drei Gebieten über die Zeit keine Annäherung an die Stationen der Klappstelle zeigen (Bio-Consult, 2019b).

4.5 Fischfauna

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.22: Text s. Kapitel 4.3

Nach Abstimmung in der Monitoring-AG wurden auf dem ab Oktober 2016 neu beaufschlagten Klappzentrum K-Süd im Mai 2017 und im Mai 2018 insgesamt zwei und auf dem alten Klappzentrum K-Ost ebenfalls jeweils zwei Hols durchgeführt. Die Anzahl an Hols in den übrigen Teilgebieten (1-km-Kreis, Außengebiet, Referenzgebiet) blieb mit je vier in Relation zu den Vorjahren unverändert.

Im Rahmen der zwischen dem MELUND, dem LLUR und HPA am 16.8.2017 abgestimmten Anpassungen des Monitoringkonzepts im Jahr 2017 (s. Beginn Kapitel 4) wurde beschlossen, dass ab dem Jahr 2017 eine einmaljährliche Beprobung der Fischfauna als ausreichend angesehen werden kann. In der Begründung der Konzeptanpassung heißt es: „Laut BfG ist im bisherigen Monitoring deutlich geworden, dass Beeinträchtigungen der Fischfauna lokal und zeitlich nur sehr begrenzt auftreten und zudem ohne nennenswerte Auswirkungen auf die betroffenen Populationen sind. Für die Fischfauna wird daher eine Untersuchungskampagne pro Jahr als ausreichend angesehen“.

Maßgabe 2.28: Bisherige Untersuchungen der Fischfauna sind zur Beweissicherung fortzuführen. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft, einschließlich der Krabbenfischerei, müssen zudem unter dem Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.

Die Untersuchungen der Fischfauna wurden im Jahr 2017 und 2018 mit einer Untersuchungskampagne im Mai fortgeführt. Die Untersuchungen wurden mit einem kommerziellen Schollengeschirr durchgeführt.

Zusammenfassend wird durch die fischfaunistische Untersuchung festgestellt, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte zu konstatieren sind, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005, 2014, 2015, 2016) und eventuell auch Biomassen (2005, 2014, 2015) und mittlerer Artenzahlen (2005, 2015, 2016 und eventuell 2018) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2018 nicht ermitteln. In den Jahren 2017 und 2018 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen.

Es wurden damit im Frühjahr der Jahre 2017 und 2018 bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse und Diversität relativ geringe Unterschiede zwischen den Teilgebieten ermittelt. Auch die Werte der Stetigkeit und die Dominanzstruktur zeigten zu beiden Terminen keine Auffälligkeiten. Damit werden zu den beiden Terminen keine eindeutigen Einflüsse der Baggergutverbringung auf die fischfaunistischen Kennwerte festgestellt. Lediglich die etwas geringeren Werte der mittleren Artenzahl auf K-Süd im Mai 2018 in Relation zu den anderen Teilgebieten (Abbildung 4-35) können als eine Nachwirkung der Verklappung nicht vollkommen ausgeschlossen werden.

In der Gesamtschau der Daten 2005 bis 2018 ist damit festzustellen, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte festgestellt werden, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005, 2014, 2015, 2016) und eventuell auch Biomassen (2005, 2014, 2015) und mittlerer Artenzahlen (2005, 2015, 2016 und eventuell 2018) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2018 nicht ermitteln.

In den Jahren 2017 und 2018 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet seit 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

Da zusätzlich zu den in diesem Kapitel dargestellten Befunden der fischfaunistischen Untersuchung, wie in Kapitel 4.7.6 dargelegt, keine durch die Baggergutverbringung bedingten Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte aufgetreten sind, sind aufgrund der festgestellten Befunde keine nennenswerten Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft zu erwarten.

Zudem ist die Fischereiintensität nach dem Kenntnisstand der Fa. BioConsult in diesem Gebiet sehr gering. Nach BioConsult (2018b) geht aus entsprechenden Untersuchungen hervor, dass das Gebiet um E3 herum nicht zu den intensiv befischten Gebieten gehört. Ob es aber tatsächlich gänzlich von Fischerei verschont ist, lässt sich aufgrund der geringen Tiefenschärfe der Fischereidaten nicht bestimmen. Die Sedimentverhältnisse mit dem für die Fischerei ungünstigen Schlickgrund lassen dies aber vermuten (BioConsult, 2018b).

(Für Krabbenfischerei s. ansonsten auch Kapitel 4.7.5).

a) Untersuchungsprogramm und Datenauswertung

Zur Erfassung der Fischfauna, insbesondere der am Boden lebenden Fischarten, wurden im Mai 2017 und im Mai / Juni 2018 auf der Verbringstelle, im Referenzgebiet und im Außenbereich jeweils vier sowie auf dem kleineren, direkten Verklappungsbereich K-Süd sowie dem ehemaligen Verklappungsbereich K-Ost von 400*400 m jeweils 2 Fischzüge (Hols) mit einem kommerziellen Schollengeschrir durchgeführt (Abbildung 4-34). Wie auch in den vorangegangenen Jahren wurden alle Fische auf Artniveau bestimmt und Anzahl und Gesamtgewicht pro Art ermittelt. Zudem wurden äußerlich erkennbare Krankheitsanzeichen der Fische miterfasst. Die Daten wurden von der Firma BioConsult erhoben und ausgewertet (BioConsult, 2018b).

Zur Bewertung der Fischfauna werden die Parameter Artenspektrum, mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse, Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität herangezogen. Die Parameter Artenzahl und Abundanz werden zudem in einer Gemeinschaftsanalyse integriert ausgewertet. Bei dieser werden Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Fischgemeinschaft durch die räumliche Nähe bzw. Distanz der Symbole veranschaulicht (multivariater MDS-Plot mit ANOSIM, für Details s. BioConsult 2018b). Die Auswertung der Ergebnisse wird für beide Jahre auf den jeweiligen Untersuchungstermin bezogen vorgenommen. Die Gesamtschau der Daten im Zeitraum 2005 bis 2016 im MDS-Plot wurde in BioConsult (2017b) dargestellt (s. auch E3-Jahresbericht der HPA von 2016). Auf eine erneute Darstellung wird in diesem Bericht verzichtet. Aufgrund der Holzahl pro Gebiet (maximal vier) wird kein Signifikanztest der Teilgebiete pro Termin durchgeführt. Der Schwerpunkt der Auswertung liegt auf dem Verlauf der Parameter über die Gesamtzeit, da es, u.a. vor dem Hintergrund der natürlichen Variabilität, erst durch die Datenbasis längerfristiger Untersuchungen ermöglicht wird, Beeinträchtigungen belastbarer zu identifizieren oder auszuschließen (BioConsult 2018b).

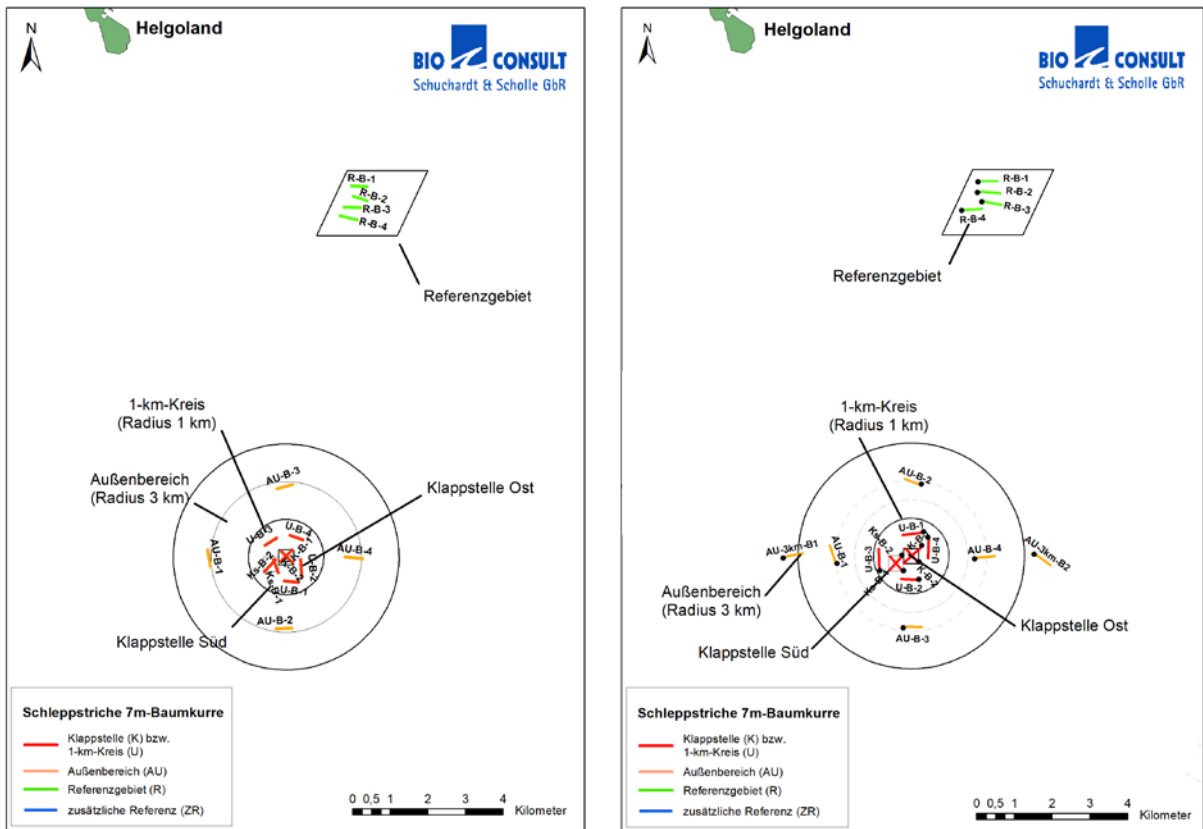


Abbildung 4-34 Lage der Hols der Beprobung der Fischfauna im Mai 2017 und im Mai/Juni 2018

Die im Folgenden zusammengefassten Ergebnisse sind den Berichten von BioConsult (2018a; 2018b) entnommen.

b) Ergebnisse: Fischfauna im Jahr 2017 und 2018

Wie auch in den Vorjahren wurde bei den Befischungen im Jahr 2017 und 2018 das für diesen Teil der Nordsee typische Artenspektrum vorgefunden. Sowohl im Mai 2017 als auch im Mai 2018 wurden die Fänge in allen Teilgebieten vor allem von der Kliesche (*Limanda limanda*) dominiert.

Im Mai 2017 lagen die Anteile der Kliesche hierbei bei 58 % (Gebiet K-Süd) bis 76 % (Gebiet Referenz). Räumliche Unterschiede zeigten sich für Schollen (*Pleuronectes platessa*), die auf der Verbringstelle K-Süd und im 1-km-Kreis mit 13 % bzw. 10 % häufiger waren als in den anderen Teilgebieten, in denen ihr Anteil ungefähr 3 % betrug. Weitere Unterschiede ergaben sich noch hinsichtlich des Steinpickers (*Agonus cataphractus*), der mit 11 % bzw. 8 % in den Teilgebieten Außengebiet und K-Süd einen etwas höheren Individuenanteil am Gesamtfang erreichte als in den anderen Teilgebieten, in denen er 1 % bis 3,5 % betrug (BioConsult 2018a).

Im Mai 2018 lagen die Anteile der Kliesche (*Limanda limanda*) mit 61 % (Gebiet Referenz) bis 79 % (Gebiet 1-km-Kreis) in einer ähnlichen Größenordnung wie im Mai 2017. Räumliche Unterschiede zeigten sich bspw. für den Steinpicker (*Agonus cataphractus*) und den Wittling (*Merlangius merlangus*), die im Referenzgebiet mit 14 % bzw. 12 % häufiger waren als in den anderen Teilgebieten, in denen sie 1 % bis 3 % (Wittling) resp. 5 % (Steinpicker) betrug. Weitere Unterschiede ergaben sich noch hinsichtlich des Grauen Knurrhahns (*Eutrigla gurnardus*), der mit 17 %

im Teilgebiet K-Süd einen etwas höheren Individuenanteil am Gesamtfang erreichte als in den anderen Teilgebieten, in denen er zwischen 4 % (1-km-Kreis) und 9 % (Außengebiet, K-Ost) lag.

Auffällige Unterschiede zwischen Verbringstellen (K-Ost, K-Süd) und den anderen Teilbereichen sind für beide Jahre damit nicht zu konstatieren.

Die Unterschiede in der mittleren Artenzahl (Abbildung 4-35) der Teilgebiete waren sowohl im Mai 2017 als auch im Mai 2018 eher gering. Im Mai 2017 wurden im Außengebiet und im Referenzgebiet mit jeweils 9,0 Arten die höchsten und im 1-km-Kreis sowie auf K-Süd mit 6,8 und 7,0 Arten die niedrigsten Werte ermittelt, während das alte Verbringzentrum K-Ost mit 8,5 Arten dazwischen lag. Im Mai 2018 war die mittlere Anzahl mit 8 Arten im Außengebiet am höchsten, auf K-Ost, im 1-km-Kreis und im Referenzgebiet mit 7,5 Arten allerdings auch nur unwesentlich geringer. Die geringsten Werte wurden auf K-Süd mit 6,5 Arten erfasst.

Die Abundanz (Abbildung 4-36) war in beiden Jahren in allen Teilgebieten eher gering und die Unterschiede zwischen Teilgebieten waren nicht sehr ausgeprägt. Im Mai 2017 entfiel das Abundanzmaximum mit durchschnittlich 256 Ind./ha auf das Außengebiet. Die ehemalige Verbringstelle K-Ost sowie das Referenzgebiet wiesen mit 205 Ind./ha bzw. 183 Ind./ha die nächsthöheren Werte auf. In den beiden anderen Teilgebieten wurden mit 152 Ind./ha (K-Süd) bzw. 116 Ind./ha (1-km-Kreis) weniger Fische erfasst. Im Mai 2018 war die Abundanz in allen Teilgebieten noch ähnlicher als im Mai 2017. Das Maximum entfiel mit 222 Ind./ha auf das Teilgebiet K-Ost. Das Außengebiet wies mit 208 Ind./ha den nächsthöheren Wert auf. In den anderen Teilgebieten wurden mit 198 Ind./ha (K-Süd) bzw. 189 Ind./ha (1-km-Kreis) sowie 171 Ind./ha (Referenzgebiet) etwas weniger Fische erfasst.

Im Hinblick auf den Parameter Biomasse (Abbildung 4-38) sind die Befunde in den Jahren 2017 und 2018 weitgehend gleichsinnig zu denen der Abundanz und zeigen damit relativ geringe Unterschiede zwischen den Teilgebieten. So wiesen das Außengebiet, das Referenzgebiet und die ehemalige Klappstelle K-Ost im Mai 2017 mit jeweils ca. 11 kg/ha die höchsten Werte auf. Darauf folgten die Teilgebiete 1-km-Kreis und K-Süd mit 9 bzw. 6,8 kg/ha. Im Mai 2018 waren, wie auch bei der Abundanz, noch geringere Unterschiede zwischen den Teilgebieten zu verzeichnen. So wiesen das Außengebiet und die ehemalige Klappstelle K-Ost im Mai 2018 die höchsten Werte mit jeweils 11 bis 12 kg/ha auf. Darauf folgten die Teilgebiete K-Süd, 1-km-Kreis und Referenzgebiet mit jeweils 9–10 kg/ha (Abbildung 4-38).

Auch die teilgebietsübergreifenden Unterschiede der Diversität (H') im Mai 2017 und Mai 2018 lagen eher gering. Im Mai 2017 wird der relativ niedrigste Wert von $H=1,56$ im 1-km-Kreis ermittelt. Die Werte in den anderen Teilgebieten lagen etwas darüber: im Teilgebiet K-Ost und K-Süd bei $H_s = 1,79$, im Außengebiet und Referenzgebiet $H_s = 1,92$ (Abbildung 4-37). Im Mai 2018 lagen die mittleren Diversitätswerte aller Teilgebiete sehr nah beieinander. Der relativ niedrigste Wert konnte mit $H' = 1,52$ für das K-Süd ermittelt werden. Die Werte in den anderen Teilgebieten lagen etwas darüber: im 1-km-Kreis bei $H' = 1,68$, im Außenbereich und auf K-Ost bei $H' = 1,75$ sowie $H' = 1,8$ im Referenzgebiet.

Es wurden damit im Mai 2017 und im Mai 2018 bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse und Diversität relativ geringe Unterschiede zwischen den Teilgebieten ermittelt. Die Werte für die Abundanz und die Biomasse lagen zu beiden Terminen in allen Teilgebieten eher niedrig, die Werte der mittleren Artenzahl und der Diversität hingegen in einem eher durchschnittlichen Bereich. Auch die Werte der Stetigkeit und die Dominanzstruktur zeigten zu beiden Terminen keine Auffälligkeiten. Damit werden zu den beiden Terminen keine eindeutigen Einflüsse der Baggergutverbringung auf die fischfaunistischen Kennwerte festgestellt. Lediglich die etwas geringeren Werte der mittleren Artenzahl auf K-Süd im Mai 2018 in Relation zu den anderen Teilgebieten (Abbildung 4-35) können als eine Nachwirkung der Verklappung nicht vollkommen ausgeschlossen werden.

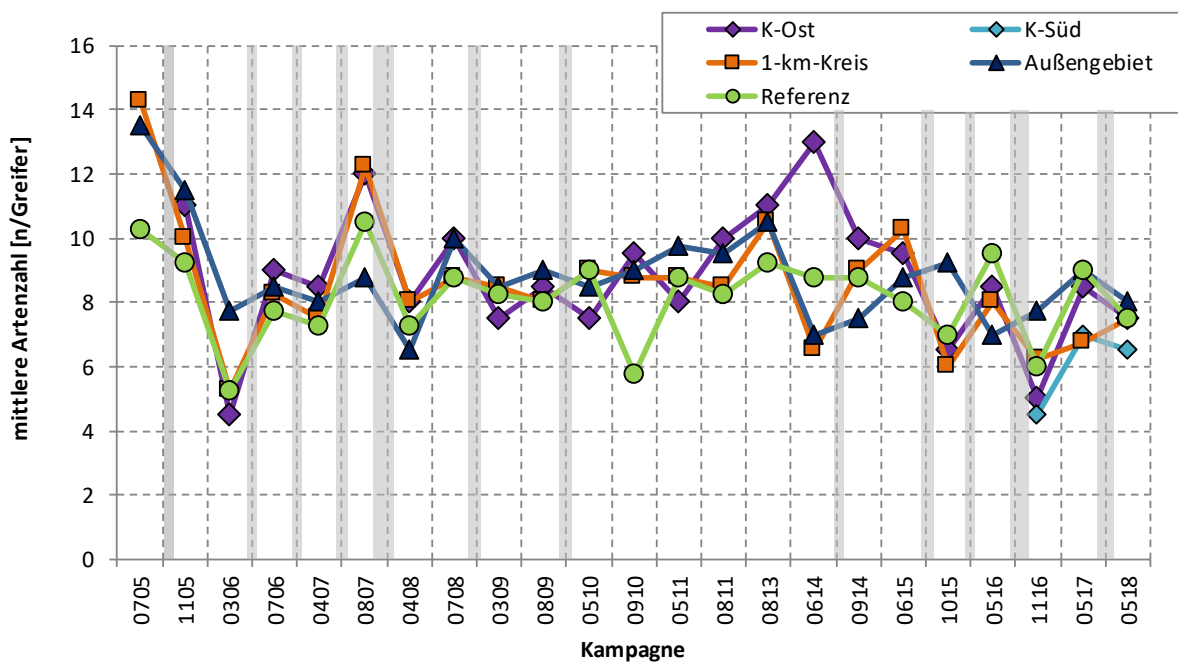


Abbildung 4-35 Entwicklung der mittlere Artenzahl der Fischfauna (in Artenzahl/Greifer) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

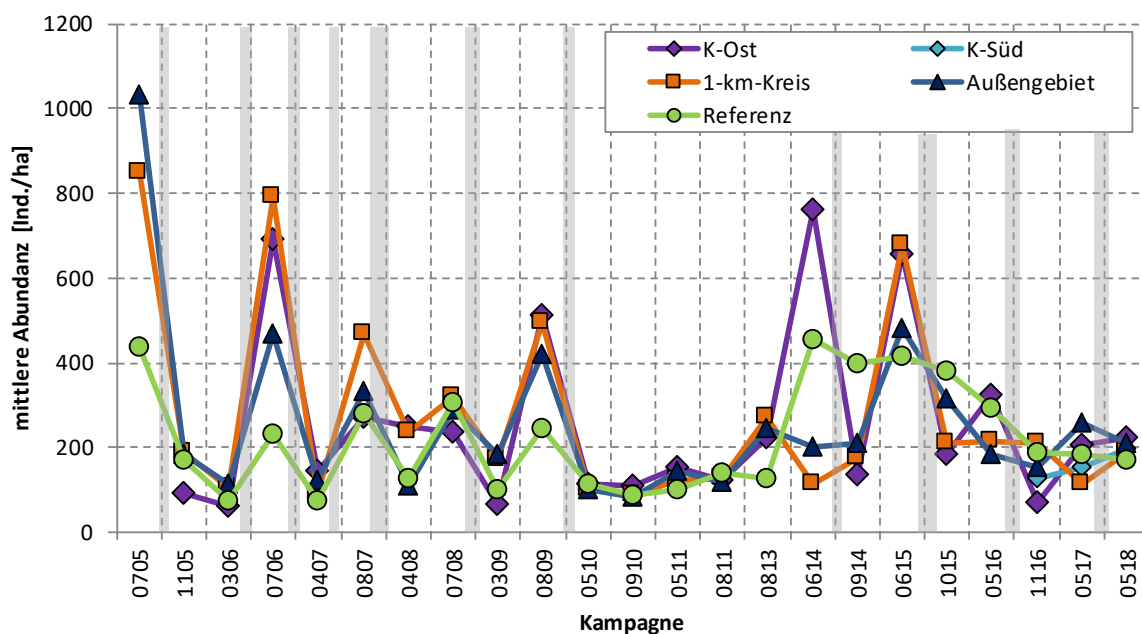


Abbildung 4-36 Entwicklung der mittleren Abundanz der Fischfauna (in Ind./ha) in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

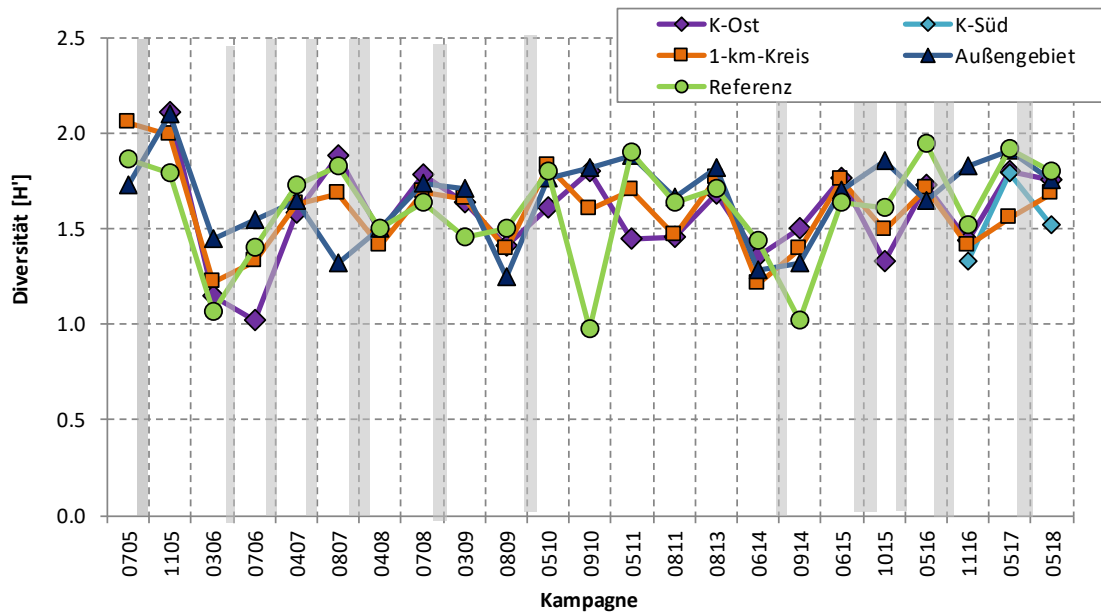


Abbildung 4-37 Entwicklung der Diversität der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

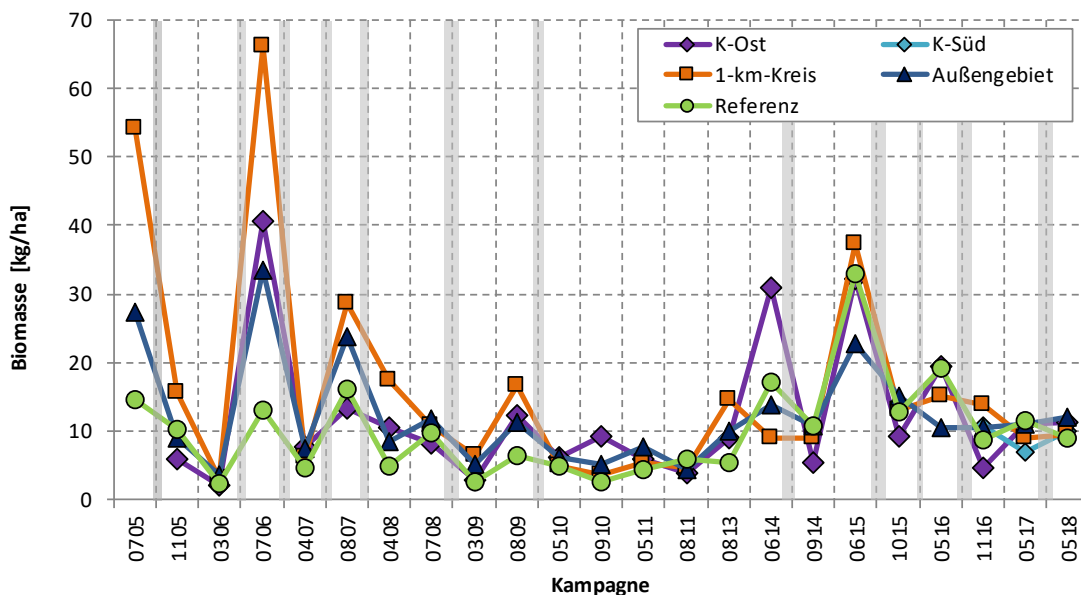


Abbildung 4-38 Entwicklung der Biomasse der Fischfauna in den Teilgebieten im Zeitraum 2005-2018 (Graphik: BioConsult, verändert. Graue Balken geben Baggergutverbringung an)

K-Ost = Klappstelle Ost im Nov16 wegen zu geringer Holzanzahl nicht berücksichtigt, s. Text

c) Ergebnisse: Fischfauna in der Gesamtschau der Jahre 2005 bis 2018

In der Gesamtschau der Daten im ersten Verbringungszeitraum von 2005 bis 2010 wurden nur wenig Hinweise auf eine Beeinflussung der Fischfauna durch die Verklappungen gefunden. Lediglich in 2005/2006 wurde ein schwacher negativer Einfluss der Baggergutverbringungen auf die Parameter Gesamtabundanz, Biomasse und mittlere Artenzahl (Herbst 2005) sowie Diversität (Sommer 2006) vermutet (BioConsult, 2006; Abbildung 4-35, Abbildung 4-36, Abbildung 4-37, Abbildung 4-38). In den folgenden Jahren (2007 bis 2010) wurde bei insgesamt 7 Kampagnen bei keinem Parameter ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und Fischfauna festgestellt. Auch das vorläufige Ende der Verbringung im Februar 2010 führte nicht zu erkennbaren Veränderungen im Fischbestand (Untersuchungen 2010, 2011 und 2013; Abbildung 4-35, Abbildung 4-36, Abbildung 4-37, Abbildung 4-38).

In den ersten drei Jahren nach der Wiederaufnahme der Verklappungen (2014 bis 2016) wurde jeweils eine Befischung vor und eine kurz nach der Baggergutverbringung durchgeführt. In den Jahren 2017 und 2018 erfolgte jeweils eine Befischung im Mai, vor der Baggergutverbringung des jeweiligen Jahres.

Innerhalb des zweiten Verbringungszeitraums werden Hinweise auf einen gewissen Vergrämungseffekt durch die Verklappungen festgestellt. Im Klappzentrum K-Ost, das vom Sommer 2014 bis zum Herbst 2016 beaufschlagt wurde, wurden vor der Baggergutverbringung im Juni 2014 höhere **Abundanz- und Biomassewerte**, aber im September 2014, nach den Verklappungen, deutlich geringe Werte ermittelt. Im Jahr 2015 wurden im Juni in allen Teilgebieten deutlich höhere Abundanzen und Biomassen ermittelt als im Oktober (Abbildung 4-36, Abbildung 4-38). Der Abundanzrückgang war im Klappzentrum Ost und im 1-km-Kreis ausgeprägter als im Außengebiet und im Referenzgebiet (Abbildung 4-36). Auch dies kann auf eine gewisse Vergrämung durch die zum Zeitpunkt der Beprobung gerade abgeschlossenen Verklappungen hindeuten. Bei den Parametern Biomasse und **mittlere Artenzahl** unterscheiden sich die Werte der einzelnen Teilgebiete im Oktober 2015 hingegen nur sehr geringfügig voneinander (Abbildung 4-35, Abbildung 4-38). Bei beiden Parametern ist laut BioConsult (2018b) ein Zusammenhang mit den Verklappungen nicht zu belegen, kann aber auch nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Bei den Parametern **Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität** (Abbildung 4-37) wurde in den Jahren 2014 und 2015 kein Einfluss der Baggergutverbringung festgestellt.

Auf dem neuen Klappzentrum K-Süd wurden im November 2016 bei den Parametern mittlere Artenzahl und Abundanz niedrigere Werte auf dem Klappzentrum K-Süd in Relation zu den anderen Teilgebieten festgestellt, wobei dies durch eine temporäre Vergrämung bedingt sein könnte. In den Jahren 2017 und 2018 wurden bei den Parametern Abundanz und Biomasse in allen Teilgebieten ähnliche, insgesamt geringe Werte festgestellt. Bei der mittleren Artenzahl waren geringfügig niedrigere Werte auf K-Süd im Mai 2018 als in den anderen Teilgebieten zu verzeichnen. Bei den Parametern Dominanzstruktur, Stetigkeit und Diversität (Abbildung 4-37) wurde in den Jahren 2016 bis 2018 kein Einfluss der Baggergutverbringung auf K-Süd festgestellt.

Zusammenfassend lässt sich damit sagen, dass die Befunde aus den Jahren 2005 bis 2018 darauf hindeuten, dass nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte festgestellt werden, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005 (K-Ost), 2014 (K-Ost), 2015 (K-Ost), 2016 (K-Ost, K-Süd); Abbildung 4-36) und eventuell auch Biomassen (2005 (K-Ost), 2014 (K-Ost), 2015 (K-Ost); Abbildung 4-38) und mittlerer Artenzahl (2005 (K-Ost), 2015 (K-Ost), 2016 (K-Ost, K-Süd), eventuell 2018 (K-Süd); Abbildung 4-35) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur, Abbildung 4-35, Abbildung 4-37) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2018 nicht ermitteln.

d) Fischkrankheiten

Seit 2009 werden bei der Untersuchung der Fischfauna auch die „Fischkrankheiten“ miterfasst. Hierbei werden alle äußerlich sichtbaren Krankheitsanzeichen (Krankheitssymptome, Anomalien oder Parasitenbefall) aufgenommen.

Die in den Jahren 2017 und 2018 am Häufigsten festgestellten Fehlbildungen waren Pigmentanomalien, die überwiegend bei Schollen, Flundern und Klieschen zu verzeichnen waren. Bei der Fehlpigmentierung der Schollen und Flundern sind auf der Blindseite bräunliche und auf der Augenseite weiße Flecken auf der Haut (teilweiser Albinismus) erkennbar. Nach BioConsult (2018b) beruhen solche Fehlpigmentierungen auf ernährungs- oder erbbedingten Störungen der Haut.

Die Hyperpigmentierung der Kliesche ist eine Erkrankung, bei der auf der Oberseite grüne bis schwarze Flecken auf der Haut auftreten, während auf der Unterseite kleine perlmuttglänzende Knubbel zu verzeichnen sind (BioConsult, 2018b). In den letzten 20 Jahren ist in fast allen Gebieten der Nordsee eine signifikante Zunahme dieser Hyperpigmentierung festgestellt worden. In besonders betroffenen Gebieten lag diese bei 5 bis 50 %. Die Ursachen für die Pigmentstörung sind noch nicht geklärt. Es wird ein Zusammenhang zur Nahrungsqualität bzw. dem Ernährungszustand der Klieschen vermutet (BioConsult, 2018b).

Im Mai 2017 waren bei Schollen 53 % und bei Flundern 50 % der Individuen von einer Fehlpigmentierung betroffen. Im Mai 2018 betrug der Anteil betroffener Schollen 64 % und der der Flundern 40 %. Es ist hierbei zu berücksichtigen, dass die Anzahl ausgewerteter Fische in den Teilgebieten nicht identisch und z.T. auch gering war. Der Großteil der Fische befand sich in Stadium I, die Stadien II und III wurden nur sehr selten dokumentiert. In den Vorjahren wurden ähnliche Befunde festgestellt.

Bei der Hyperpigmentierung der Klieschen wurden in den Jahren seit 2014 im Vergleich zu den Vorjahren der Untersuchung (2010 und 2011) höhere Anzahlen der Hyperpigmentierung von Klieschen festgestellt. So wurden auf der Grundlage der Fänge im Jahr 2014 im Mittel 55 % betroffener Klieschen im Juni und 42 % im September ermittelt. Im Juni 2015 sind Anteile von durchschnittlich 54 % und im Oktober von 11 % dokumentiert. Im Jahr 2016 lagen die Mittelwerte im Mai bei 36 % und im November bei 31 %. Im Frühjahr 2017 stieg der Anteil auf 77 % an. Im Mai 2018 wurde ein Anteil von 65 % festgestellt. Gebietsbezogen sind zwar je nach Kampagne Unterschiede feststellbar, insgesamt zeigt sich jedoch kein systematisches Muster. Auch auf den Verbringstellen (K-Ost und K-Süd) sowie im 1-km-Kreis wurden keine auffällig höheren Werte als in den anderen Teilgebieten ermittelt.

Werden bei der Betrachtung von Krankheitsanzeichen leichte Pigmentstörungen (Stadium 1) nicht berücksichtigt, beträgt die Rate an Tieren mit Krankheitssymptomen im Jahr 2014 noch 4,4 % (Juni) und 2,0 % (September). Im Jahr 2015 wurde eine Rate von 4 % im Juni und 1,6 % im Oktober ermittelt. Demgegenüber liegen die Werte im Jahr 2016 mit 8,3 % (Mai) und 6,4 % (November) etwas höher. Auch in den Jahren 2017 und 2018 liegen die Werte mit 5,6 % (Mai 2017) und bei 7,9 % (Mai 2018) weiterhin höher (jeweils alle Krankheitssymptome ohne Pigmentstörungen im Stadium 1). Damit ergibt sich für den Zeitraum 2014 bis 2018 ein Gesamtmittel von 5,1 %. Dies ist eine Erhöhung gegenüber dem Zeitraum 2009 bis 2010 (Gesamtmittel 1,6 %) und dem Zeitraum ohne Baggergutverbringung 2011 bis 2014 (Gesamtmittel 2,1 %).

Die Erhöhung der Raten in der jüngeren Vergangenheit ist dabei ausschließlich auf die zunehmende Rate an Hyperpigmentierung zurückzuführen, die aber alle Teilgebiete inklusive des Referenzgebietes gleichermaßen betrifft. Eine Sonderstellung (z.B. besonders hohe Krankheitsraten) der Klappstellenbereiche K-Ost und K-Süd ist dabei nicht zu beobachten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Jahren 2017 und 2018 weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt wurden. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet seit 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

e) Zusammenfassung

Es wurden damit im Frühjahr der Jahre 2017 und 2018 bei den Parametern mittlere Artenzahl, Abundanz, Biomasse und Diversität relativ geringe Unterschiede zwischen den Teilgebieten ermittelt. Auch die Werte der Stetigkeit und die Dominanzstruktur zeigten zu beiden Terminen keine Auffälligkeiten. Damit werden zu den beiden Terminen keine eindeutigen Einflüsse der Baggergutverbringung auf die fischfaunistischen Kennwerte festgestellt. Lediglich die etwas geringeren Werte der mittleren Artenzahl auf K-Süd im Mai 2018 in Relation zu den anderen Teilgebieten (Abbildung 4-35) können als eine Nachwirkung der Verklappung nicht vollkommen ausgeschlossen werden.

In der Gesamtschau der Daten 2005 bis 2018 ist damit festzustellen, dass kurz nach einer Baggergutverbringung noch temporäre Vergrämungseffekte festgestellt werden, die sich an geringeren Abundanzwerten (2005, 2014, 2015, 2016) und eventuell auch Biomassen (2005, 2014, 2015) und mittlerer Artenzahl (2005, 2015, 2016 und eventuell 2018) zeigen, wobei diese Effekte größtenteils sehr gering ausgeprägt sind. Hinweise auf einen Einfluss der Verklappung auf weitere Indikatoren der Fischfauna (Diversität, Stetigkeit, Dominanzstruktur) sowie auf längerfristige Effekte lassen sich unter Berücksichtigung der Daten des Gesamtzeitraums 2005 bis 2018 nicht ermitteln.

In den Jahren 2017 und 2018 wurden weder bei Pigmentstörungen noch bei anderen Krankheitsanzeichen signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt. Ein Zusammenhang zwischen Krankheitsanzeichen und der Baggergutverbringung ist nach der derzeitigen Datenlage nicht zu erkennen. Bei der Hyperpigmentierung der Kliesche ist im Gesamtgebiet seit 2014 eine Zunahme erkennbar. Die Ursache hierfür ist nicht bekannt.

4.6 Makrophyten

Berücksichtigte Maßgaben:

Maßgabe 2.20: *Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf geschützte Gebiete in schleswig-holsteinischen Küstengewässern, insbesondere maßnahmenbedingte Verschlickungen in umliegenden Hartboden-Lebensräumen wie z.B. der Tiefen Rinne und dem NSG Helgoländer Felssockel, auszuschließen sind, müssen ökologische Untersuchungen an weiteren geeigneten und mit dem MELUR abzustimmenden Messstellen durchgeführt und diese zusätzlich in das Monitoringprogramm aufgenommen werden.*

Im Jahr 2016 wurde das Makrophytenmonitoring vor Helgoland eingerichtet, um sicherzustellen, dass die Baggergutverbringung nach E3 keinen Einfluss auf die Hartboden-Lebensräume hat. Diese Untersuchungen wurden in den Jahren 2017 und 2018 fortgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass kein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Laminarien-Wälder vor Helgoland festgestellt werden kann.

Maßgabe 2.21: s. Kapitel 4.1

Im Jahr 2016 wurden in der AG Monitoring auf den Sitzungen im Juni 2016, August 2016 und Dezember 2016 verschiedene Möglichkeiten zur Einrichtung von Sedimentfallen diskutiert. Im Ergebnis wurde beschlossen, dass die Firma submaris, die die Untersuchungen der Makrophytenbestände durchführt, im Sommer 2017 versuchsweise Schwebstofffallen südlich vor Helgoland installieren sollte. Hierdurch sollte geprüft werden, ob die verwendete Technik für die Schwebstoffgewinnung geeignet ist und ob durch die Untersuchung eine Beeinträchtigung des Helgoländer Felswatts durch verdriftete Schwebstoffe ausgeschlossen werden kann. Die Schwebstofffallen erwiesen sich als grundsätzlich geeignet zur Gewinnung von Material. Im Dezember 2017 wurde in der Monitoring-AG beschlossen, dass diese Untersuchungen im Jahr 2018 im gleichen Zuschnitt wie im Jahr 2017 durchgeführt werden sollen. Die Untersuchung über zwei Jahre ist aber noch zu kurz und die Probenanzahl zu gering, um belastbare Unterschiede zwischen Gebieten in der Menge und der Schwermetallbelastung der Schwebstoffe ermitteln zu können. Die Konzentration an Schwermetallen in den Schwebstoffen ist aber nicht höher als die regionale Hintergrundkonzentration im Schlickgebiet.

a) Beprobung

Für die Umsetzung der Maßgabe 2.20 haben im Jahr 2016 erstmalig Untersuchungen der Makrophytenflora vor Helgoland stattgefunden, die in den Jahren 2017 und 2018 fortgeführt wurden. Die Untersuchungen wurden durch die Firma submaris durchgeführt. Sie fanden an drei Transekten statt, die 2 km südlich der Düne Helgoland und ca. 13 km nördlich zum Verbringgebiet E3 liegen. Für eine Einbettung der Ergebnisse dienen die Daten des LLUR, das seit 2008 an drei entsprechenden Transekten im Norden Helgolands ein vergleichbares Monitoring durchführt (Abbildung 4-39).

Der Fokus der ersten Untersuchung im Jahr 2016 lag auf der Prospektion des Zielgebiets sowie der Einrichtung von drei Untersuchungstransekten für das Makrophytenmonitoring. Eines der Transekte wurde bereits 2016 mit der gleichen Makrophyten-Monitoring-Methode untersucht, die auch im Monitoring des LLUR angewandt wird. In den Jahren 2017 und 2018 wurden jeweils alle drei Transekte untersucht.

Neben der Erfassung der einzelnen Algenarten wurden auch die Tiefengrenzen von fünf Algenarten als Parameter für die Gewässergüte bestimmt. Darüber hinaus wurden Messungen der Lichtintensität und Wassertemperaturen an insgesamt drei Standorten (Nord-Transekte des LLUR, Süd-Transekte HPA und Steingrund) mit Hilfe von Licht- und Temperaturloggern durchgeführt (Abbildung 4-39). In den Jahren 2017 und 2018 wurden jeweils drei Sedimentfallen über einen Zeitraum

von drei bis vier Wochen betrieben. Die Untersuchungen fanden parallel zur Baggergutverbringung zur Tonne E3 statt.

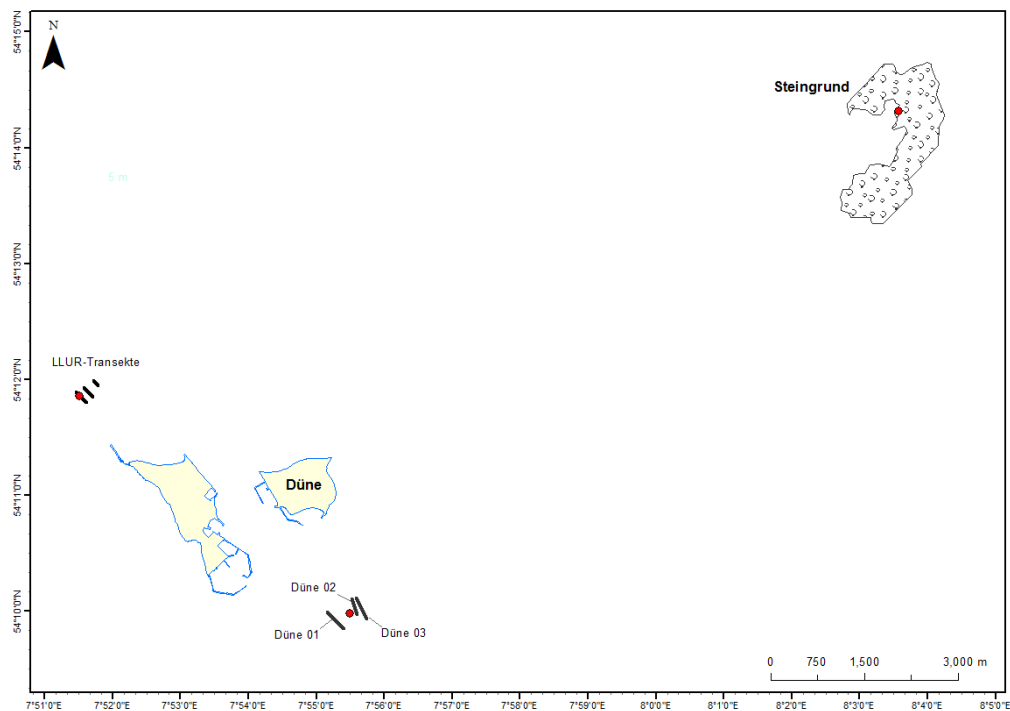


Abbildung 4-39 Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes bei Helgoland. Zum Vergleich zu den HPA-Transekten (Düne 01 – 03) die drei etablierten Transekte im Norden der Hauptinsel (LLUR-Transekte). Die drei roten Punkte markieren die Standorte der Verankerungen für Sedimentfallen und Logger (submaris, 2018)

Die Erfassung der Algenarten erfolgt über das Anlegen eines Zählrahmens (50x50cm), der 25 Unterquadrate besitzt. Jede 0,5 Tiefenmeter wird der Zählrahmen positioniert und die prozentuale Bedeckung der einzelnen Algenarten und die lokale Frequenz aller in dem Rahmen wurzelnden, erkennbaren Arten erfasst. Die Bedeckung und lokale Frequenz der größeren Braunalgen-Arten (*Laminaria hyperborea*, *Desmarestia aculeata*, *Saccharina latissima*) wird an gleicher Stelle mit einem 1x1 m Rahmen ebenfalls mit 25 Unterteilungen abgeschätzt.

Die Tiefengrenze und Häufigkeit der kleinwüchsigen Rotalgenarten wird mit dem Zählrahmen bestimmt, während für die wesentlich größere Art *Laminaria hyperborea* auch jeweils rechts und links vom eigentlichen Transekt in ca. 5 m Entfernung Paralleltransekte abgetaucht werden, in denen die An- und Abwesenheit von *Laminaria* im gesamten Sichtfeld (je nach Sichtweite 3-5 m zu beiden Seiten) und die zugehörige Wassertiefe aufgenommen werden. Somit erhält man pro Transekt drei Messwerte für die maximale Tiefengrenze dieser Art (submaris, 2018).

Zusätzlich zum Makrophytenmonitoring wurden in den drei Untersuchungsjahren Lichtlogger ausgebracht, um die Lichtmenge zu messen, die am Untersuchungsstandort ankommt. Dafür wurden am HPA-Standort südlich der Düne, am LLUR-Standort nördlich von Helgoland sowie an einem weiteren Standort, dem FFH-Gebiet Steingrund (ca. 6 km östlich von Helgoland), im Jahr 2016 je zwei Lichtlogger in einer Wassertiefe von 35 cm über Grund für 10 Tage ausgebracht. Im Jahr 2017 wurde die Untersuchung mit Lichtloggern in 5 Wassertiefen für drei Wochen und im Jahr 2018 mit Lichtloggern in drei Wassertiefen über vier Wochen fortgesetzt. Ein direkter Vergleich der drei Untersuchungsjahre erfolgt nur in der tiefsten Wassertiefe 35 cm über Grund.

An den drei Standorten, an denen Lichtlogger ausgebracht wurden, wurden über den gleichen Zeitraum von drei Wochen im Jahr 2017 erstmalig bodennah Schwebstofffallen installiert. Nach jeweils 1,5 Wochen wurden die Fallenflaschen gewechselt, so dass für 2017 insgesamt 6 Proben von drei Standorten vorliegen. Im Jahr 2018 wurden die Schwebstoffuntersuchungen über einen Zeitraum von zwei mal zwei Wochen parallel zu den Untersuchungen der Lichtlogger fortgesetzt. Da weniger Schwebstoff gewonnen werden konnte als im Vorjahr, musste am Standort nördlich von Helgoland das Material beider Proben für eine Analyse vereinigt werden, so dass für das Jahr 2018 insgesamt 5 Proben vorliegen.

Tabelle 4.6-1 Artenliste der auf dem HPA-Transekt gefundenen Algenarten in den drei Untersuchungsjahren 2016, 2017 und 2018

1. <i>Bonnemaisonia hamifera</i> (2016, 2017, 2018)	16. <i>Membranoptera alata</i> (2016, 2017, 2018)
2. <i>Brongniartella byssoides</i> (2016, 2017, 2018)	17. <i>Phycodrys rubens</i> (2016, 2017, 2018)
3. <i>Bryopsis plumosa</i> (2017, 2018)	18. <i>Phyllophora pseudoceranoioides</i> (2016, 2017, 2018)
4. <i>Chaetomorpha melagonium</i> (2017)	19. <i>Phyllophora traillii</i> (2016, 2017, 2018)
5. <i>Ceramium virgatum</i> (2017)	20. <i>Plocamium cartilagineum</i> (2016, 2017, 2018)
6. <i>Coccotylus truncatus</i> (2016, 2017, 2018)	21. <i>Polysiphonia elongata</i> (2017, 2018)
7. <i>Cystoclonium purpureum</i> (2016, 2017)	22. <i>Polysiphonia fucooides</i> (2016)
8. <i>Delesseria sanguinea</i> (2016, 2017, 2018)	23. <i>Polysiphonia stricta</i> (2016, 2017, 2018)
9. <i>Derbesia marina</i> (Gam.) (2017)	24. <i>Pterothamnion plumula</i> (2016, 2017, 2018)
10. <i>Desmarestia aculeata</i> (2016, 2017, 2018)	25. <i>Rhodomela confervoides</i> (2016, 2017, 2018)
11. <i>Desmarestia viridis</i> (2017, 2018)	26. <i>Saccharina latissima</i> (2016)
12. <i>Halarachnion ligulatum</i> (2016, 2017, 2018)	27. <i>Sphacelaria caespitula</i> (2016, 2017, 2018)
13. <i>Laminaria hyperborea</i> (2016, 2017, 2018)	28. <i>Sphacelaria plumosa</i> (2016, 2017, 2018)
14. <i>Lomentaria clavellosa</i> (2016, 2017, 2018)	29. <i>Ulva spec</i> (2017, 2018)
15. <i>Lomentaria orcadensis</i> (2016, 2017, 2018)	

b) Ergebnisse– Algenbestände und Tiefengrenzen

Die drei HPA-Transekte südlich der Helgoländer Düne besitzen eine Länge von 320-380 Metern und haben einen Tiefengradienten von 6-14 Metern. Als Vergleichsstandort dienen die seit 2008 betriebenen Transekte des LLUR im Norden Helgolands (Abbildung 4-39).

Die Artenzahl war in allen drei Untersuchungsjahren an beiden Standorten sehr ähnlich. Während im Jahr 2016 jeweils 22 Algenarten gefunden wurden, waren es im Jahr 2017, ebenfalls an beiden Standorten, 27 Arten. Im Jahr 2018 wurden an den LLUR-Transekten 24 und an den HPA-Transekten 23 Algenarten vorgefunden. Auch das Artenspektrum (Tabelle 4.6-1) war sehr ähnlich: An den LLUR-Transekten wurden im Jahr 2018 lediglich die Algen *Chaetomorpha melagonium* und *Derbesia marina* bestimmt, die auf den HPA-Transekten nicht vorkamen. In allen drei Untersuchungsjahren wurde die Alge *Polysiphonia fucooides* nur an den HPA-Transekten, nicht jedoch an den LLUR-Transekten gefunden. Die Art gilt als sedimenttolerant und lässt sich wahrscheinlich auf die strömungsexponierte Lage im Süden Helgolands zurückführen, während der Norden durch die Insel selbst und eine Mole vor der vorherrschenden Windrichtung Südwest geschützt wird. Da die vorhandenen Substrate an den LLUR-Transekten und den HPA-Transekten recht unterschiedlich sind (LLUR-Transekte: Buntsandstein, HPA-Transekte: Kreide), überrascht die Ähnlichkeit der Artzusammensetzung (submaris, 2018).

Auffallend war die geringere Größe der vorhandenen *Laminaria hyperborea* Individuen in den HPA-Transekten. Insgesamt lag ihre Größe und somit auch ihr durchschnittliches Alter bzw. Maximalalter deutlich unter den Werten der Algen an den nördlichen Transekten. Der Grund hierfür

liegt wahrscheinlich am instabileren Kreidesubstrat, das häufigeren Störungen (Abbruch, Zersetzung) unterworfen ist als der etwas härtere Buntsandstein im Norden der Insel, sowie an der strömungsexponierteren Lage.

Die zweite auffällige Beobachtung war eine wesentlich geringere Abundanz fast aller Arten (mit Ausnahme der *Laminarien* und einiger weniger Arten des Unterwuchses) entlang der HPA-Transekte. Der Grund für diese Beobachtung ist unklar. Vermutlich kann dies aber auf die dichteren Kelpbestände in den HPA-Transekten zurückgeführt werden, die die Ausbildung eines echten Unterwuchses verhindern. Eventuell sind auch die bislang festgestellten etwas geringeren Lichteindringtiefen vor der Düne im Gegensatz zum Norden ein Grund für die geringere Abundanz. Schließlich könnten auch ökologische Effekte (Fraß, Verteidigung) der nicht näher untersuchten Fauna für die beobachteten Unterschiede verantwortlich sein.

Die Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten im Vergleich der drei Untersuchungsjahre zeigt Tabelle 4.6-2. Die Ergebnisse der Beprobung im Sommer 2016 ergaben eine vergleichbare Tiefenverbreitung der verschiedenen Algenarten zwischen dem nördlichen und dem südlichen Gebiet. Im Jahr 2017 lag die mittlere Tiefengrenze über alle Arten an beiden Standorten bei 1200 cm, kleinere Unterschiede ergaben sich nur bei einzelnen Arten. 2018 fiel die mittlere Tiefengrenze über alle Arten südlich der Düne etwas geringer aus als im Norden (1150 cm vs. 1206 cm, Tabelle 4.6-2). Dabei war die maximale Tiefenausbreitung aller fünf Bewertungsarten an den HPA-Transekten etwas geringer (zwischen 30 und 90 cm). Diese Beobachtung kann den Besonderheiten im Jahr 2018 geschuldet sein mit insgesamt schlechteren Lichteindringtiefen an der Düne als im Norden (s. unten). Es bleibt abzuwarten, wie sich die Lage in den nächsten Jahren darstellt, da bisher erst drei Jahre vergleichende Untersuchungen an beiden Standorten stattfanden und man aus diesen noch keinen Trend oder generelle Unterschiede der beiden Standorte herauslesen kann.

Tabelle 4.6-2 Darstellung der Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten an den drei HPA-Transekten (Mittelwerte) und den drei LLUR-Transekten (Mittelwerte)

Algenart	HPA T 1	LLUR T 1-3	HPA T 1-3	LLUR T 1-3	HPA T 1-3	LLUR T 1-3
	2016	2016	2017	2017	2018	2018
<i>Laminaria hyperborea</i>	10.8 m	11.5 m	11.3 m	10.6 m	10.4 m	10.7 m
<i>Delesseria sanguinea</i>	11.9 m	12.3 m	12.4 m	12.7 m	12.4 m	12.9 m
<i>Brongniartella byssoides</i>	12.8 m	12.1 m	12.2 m	12.7 m	11.8 m	12.3 m
<i>Plocamium cartilagineum</i>	12.8 m	11.7 m	12.0 m	11.3 m	10.9 m	11.5 m
<i>Lomentaria spp.</i>	12.4 m	12.4 m	12.1 m	12.7 m	12.0 m	12.9 m
Mittelwerte	12.14 m	12.00 m	12.00 m	12.00 m	11.50 m	12.06 m

c) Ergebnisse - Lichtintensitäten

In den Jahren 2016 und 2017 wurden an der Station Steingrund niedrigere Lichtintensitäten als an den Stationen Düne und Norden ermittelt (Abbildung 4-40). Diese Differenz war im Jahr 2016 zu beiden, im Jahr 2017 gegenüber dem Standort Norden signifikant, während zwischen Düne und Norden in beiden Jahren kein signifikanter Unterschied festgestellt wurde (submaris, 2016; submaris 2017). Hierbei war die Differenz des Steingrunds zu den anderen beiden Messstellen im Jahr 2017 deutlich geringer ausgeprägt als im Jahr 2016. An den Standorten Düne und Norden wurden deutlich niedrigere Werte ermittelt als im Vorjahr, während die Werte im Steingrund im Jahr 2017 im Vergleich zu 2016 angestiegen waren (Abbildung 4-40). Nach submaris (2017) war der der Beprobungszeitraum im Jahr 2017 der seit 2008 mit Abstand windigste und, auch was die Sichtweite

unter Wasser betrifft, trübste. Daher fielen die Sichttiefen an den im Jahr 2016 stärker lichtdurchfluteten Standorten Düne und Nord im Jahr 2017 geringer aus, während andererseits der Standort Steingrund eventuell von der stärkeren Durchmischung des Wasserkörpers profitiert hat.

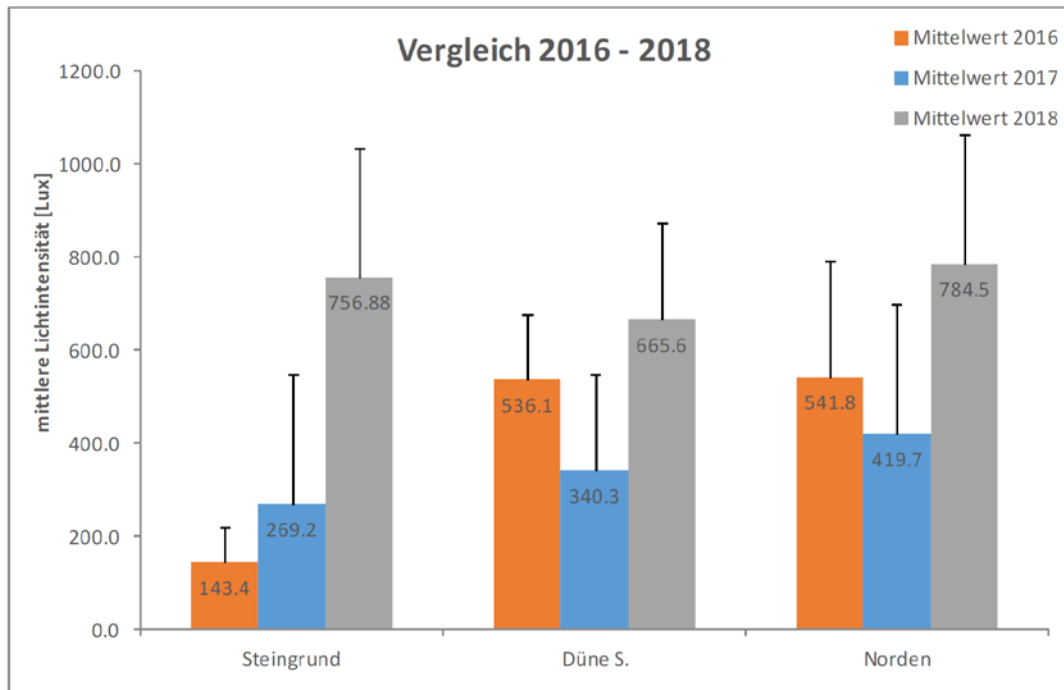


Abbildung 4-40 Vergleich der mittleren Lichtintensitäten des tiefsten Loggers (35 cm über dem Grund) in den Jahren 2016 bis 2018. Norden: LLUR-Transekte, Düne: HPA-Transekte, Steingrund: Helgoländer Steingrund. Fehlerbalken zeigen Standardabweichung (Abbildung aus: submaris, 2018)

Im Jahr 2018 wurden an allen drei Standorten die höchsten Lichtmengen im Untersuchungszeitraum aufgenommen (Abbildung 4-40). Ein Grund hierfür war sicherlich die vermehrte Sonneneinstrahlung an der Wasseroberfläche, bedingt durch einen sonnigen und trockenen Juli (submaris, 2018). Zusätzlich war die mittlere Windstärke während des Untersuchungszeitraums die geringste seit Beginn der Arbeiten auf Helgoland 2008. Auch durch die Ostwindlage wurden in der flachen Nordsee weniger Sedimente aufgewirbelt, was 2018 zu sehr guten Sichtweiten unter Wasser führte (Beobachtung der Taucher). Sicherlich ist dies auch ein Grund für die sehr hohen Lichtmengen an den Loggern. Allerdings kann zwischen den Effekten der erhöhten Lichtmengen an der Oberfläche und der verbesserten Sichttiefe unter Wasser ohne vergleichende Lichtmessungen an der Oberfläche leider nicht unterschieden werden. Insgesamt sind die Licht-Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten im Jahr 2018 weniger ausgeprägt als in den beiden vorherigen Jahren (Abbildung 4-40) und erstmals sind die niedrigsten Werte aller drei Standorte nicht mehr am Steingrund, sondern südlich der Düne gemessen worden. Dadurch haben sich die Lichtmengen einander angeglichen und es wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede ermittelt (submaris, 2018).

d) Ergebnisse - Schwebstoffuntersuchungen

Abbildung 4-41 zeigt die Menge des im Mittel pro Tag gewonnenen Schwebstoffs. Während im Jahr 2017 die Werte aller drei Gebiete in beiden Zeiträumen relativ ähnlich lagen, war im Jahr

2018 die Schwebstoffmenge im ersten Zeitraum am Steingrund mit 1,2 g / Tag relativ hoch und im Norden mit weniger als 0,1 g / Tag sehr gering. Diese Reihenfolge entspricht nicht der Rangfolge der gemessenen Lichtmengen, bei denen im Jahr 2018 an allen drei Standorten deutlich höhere, dabei aber in den drei Gebieten ähnlichere Werte als im Jahr 2017 ermittelt wurden (s.o., Abbildung 4-40).

An den 11 Schwebstoffproben aus den zwei Jahren wurden Körnung, TOC-Gehalt, Glühverlust und die Schwermetallkonzentration in der < 20 µm-Fraktion ermittelt (Daten in Tabelle in A-39, Abbildung 4-42). Die Werte der Körnung zeigen erwartungsgemäß, dass die Schwebstoffe mit einem Anteil von 83 bis 99 % der Fraktion < 63 µm sehr feinkörnig sind. Lediglich die Probe aus dem Steingrund, die mit 1,2 g/Tag die höchste Gesamtmenge aufweist, zeigt einen nennenswerten Feinsandanteil von über 10 %.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) liegt in den Schwebstoffen bei etwas über 3 % und damit deutlich höher als in den Sedimenten im Schlickfallgebiet, deren TOC-Gehalt ungefähr ein Prozent beträgt (1,1 % als Mittel im Referenzgebiet 2017 und 2018). Der Glühverlust der Schwebstoffe, der ein Maß für die organische Substanz darstellen soll, wird hingegen mit 19 % angegeben, was einem Glühverlust/TOC-Verhältnis von 5,9 entspricht. Da dieses für organische Substanz unrealistisch hoch erscheint, wurde im Jahr 2018 die Bestimmung von TOC und Glühverlust auch an den Proben der < 20 µm-Fraktion durchgeführt. Dort lag das Verhältnis von Glühverlust/TOC dann bei dem für organische Substanz realistischem Verhältnis von 3,3. Daraus lässt sich ableiten, dass in der Fraktion > 20 µm bei der Glühverlustbestimmung eine Gewichtsabnahme festgestellt wird, die nicht durch die Veraschung organischer Substanz bedingt ist. Zum Glühverlust beitragen kann z.B. die Abgabe von Kristallwasser oder die Zersetzung von Carbonaten. Außerdem werden unter Umständen auch anorganische Verbindungen erfasst, z.B. flüchtige Stickstoffverbindungen oder Salze. Obgleich eine stichprobenartige Sichtung der Proben unter dem Lichtmikroskop keine auffälligen Diatomeenanteile aufdeckte, ist der Befund nach submaris (2018) möglicherweise ein Hinweis auf das erhöhte Vorkommen von Organismen, die Kalk- oder Silikat-haltige Skelette besitzen, in denen gebundenes Kristallwasser vorliegt und die bei einer Siebung <20 µm aus der Feinfraktion entfernt werden.

Dieser Befund zeigt deutlich, dass Schwebstoffe als Matrix anders zusammengesetzt sind als Sedimente und dass daher auch Schadstoffgehalte nicht direkt mit Gehalten in Sedimenten gleichgesetzt werden können. Vergleichswerte für Schadstoffgehalte in Schwebstoffen in diesem Gebiet liegen uns nicht vor. Daher wurden die Metallgehalte der Fraktion < 20 µm dennoch behelfsweise mit den Schwermetall- und Arsengehalten aus den Sedimenten des Referenzgebietes verglichen (Abbildung 4-42). Dieser Vergleich zeigt, dass die Konzentrationen an Chrom und teilweise auch Nickel in den Schwebstoffen etwas höher, die Konzentrationen an Arsen, Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink jedoch systematisch und z.T. deutlich niedriger liegen als die Werte in den Sedimenten des Schlickfallgebietes (Tabelle A-39, Abbildung 4-42). Auch dieser Vergleich bestätigt, dass Schwebstoffe und Sedimente andere Matrices sind, deren Konzentrationen nicht direkt gleichgesetzt werden können. Für einen Vergleich über die Zeit und / oder ein Vergleich der Gebiete sind insgesamt 11 Proben noch zu wenig, so dass hier die Ergebnisse der Folgejahre abgewartet werden müssen.

e) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Die Transekte im Norden von Helgoland (LLUR) und südlich der Düne (HPA) zeigen in allen drei Untersuchungsjahren 2016, 2017 und 2018 ein ähnliches Artenspektrum. Lediglich eine sedimenttolerante Art wurde nur an den HPA-, nicht jedoch an den LLUR-Transekten gefunden. Da die vorhandenen Substrate an den LLUR-Transekten und den HPA-Transekten recht unterschiedlich sind (LLUR-Transekte: Buntsandstein, HPA-Transekte: Kreide), überrascht die Ähnlichkeit der Artzusammensetzung. Die Laminarien-Bestände der HPA-Transekte zeigen dabei eine geringere Größe

und ein geringeres Alter als die Standorte im Norden und auch einen verminderten Unterwuchs, während die Kelp-Bestände selbst dichter sind. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich unter anderem am instabileren Substrat (Kreide), das häufigeren Störungen (Abbruch, Zersetzung) unterworfen ist als der etwas härtere Buntsandstein im Norden der Insel.

Die Tiefengrenzen ausgewählter Algenarten zeigen zwischen den drei Transekten im Norden und südlich der Düne in den Jahren 2016 und 2017 nur einen geringen Unterschied, während sie im Jahr 2018 über alle Arten südlich der Düne geringer ausgefallen sind als im Norden. Laut submaris (2018) ist ein Vergleich über bisher drei Untersuchungsjahre zu kurz, um einen Trend oder auch generelle Unterschiede der beiden Standorte herauslesen zu können.

In den Jahren 2016 und 2017 wurden an der Station Steingrund niedrigere Lichtintensitäten als an den Stationen Düne und Norden ermittelt. Der Grund hierfür ist nicht bekannt. Im Jahr 2018 waren die Lichtintensitäten an allen drei Standorten deutlich höher als in den Jahren davor. Ein Grund hierfür war sicherlich die vermehrte Sonneneinstrahlung an der Wasseroberfläche, bedingt durch einen sonnigen und trockenen Juli. Die Station südlich der Düne wies dabei die geringste Lichtintensität auf, wobei die Unterschiede zwischen den drei Stationen aber nicht signifikant waren.

Die Menge an gewonnenen Schwebstoffen zeigt keine direkte Beziehung zur Lichtintensität und / oder den Tiefengrenzen des Algenwachstums. Die Schwermetallkonzentrationen im Schwebstoff liegen im und unterhalb des Bereichs der regionalen Hintergrundbelastung der Sedimente im Schlickgebiet. Das Verhältnis Glühverlust zu TOC zeigt allerdings deutlich, dass die Schwebstoffe eine andere Matrix als Sedimente sind und nicht mit diesen gleichgesetzt werden können. Für einen Vergleich der Gebiete untereinander im Hinblick auf die Metallbelastung im Schwebstoff ist der Datensatz noch zu klein.

Ein Hinweis auf einen Einfluss der Baggergutverbringung auf die *Laminarien*-Wälder vor Helgoland ist anhand dieser Daten bisher nicht erkennbar.

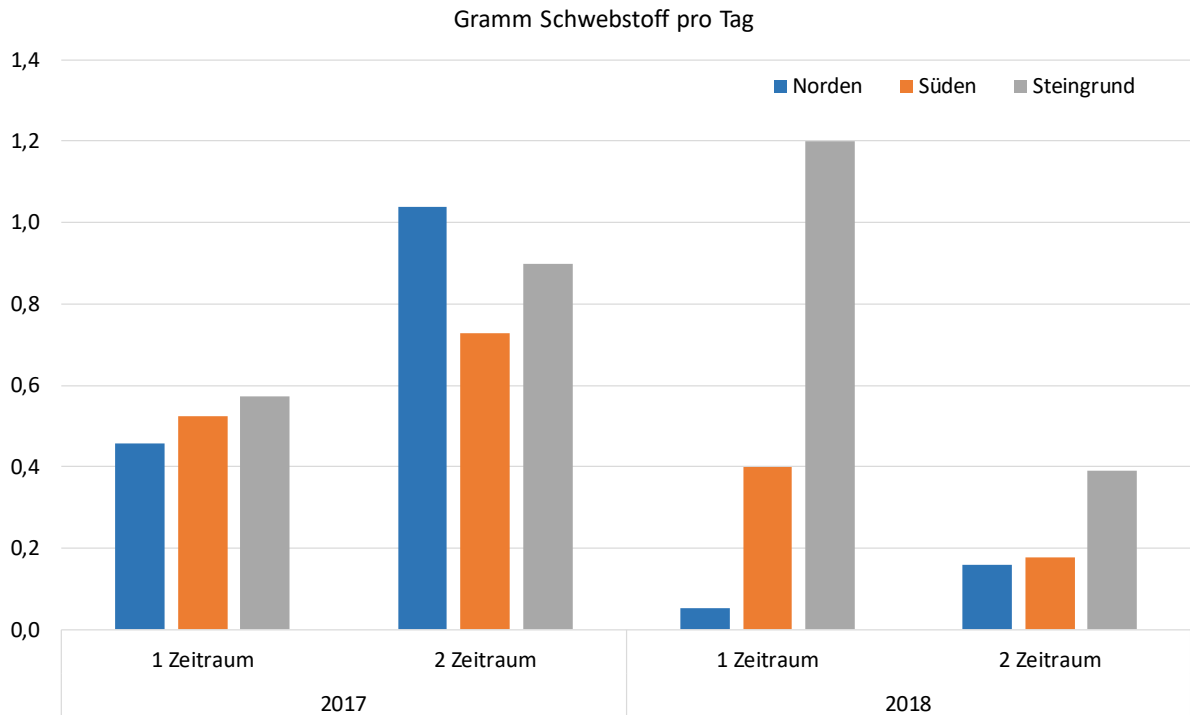


Abbildung 4-41 Gesammelte Schwebstoffmenge in Gramm pro Tag (35 cm über dem Grund) in den Jahren 2016 bis 2018. Norden: LLUR-Transekte, Süden: HPA-Transekte, Steingrund: Helgoländer Steingrund.

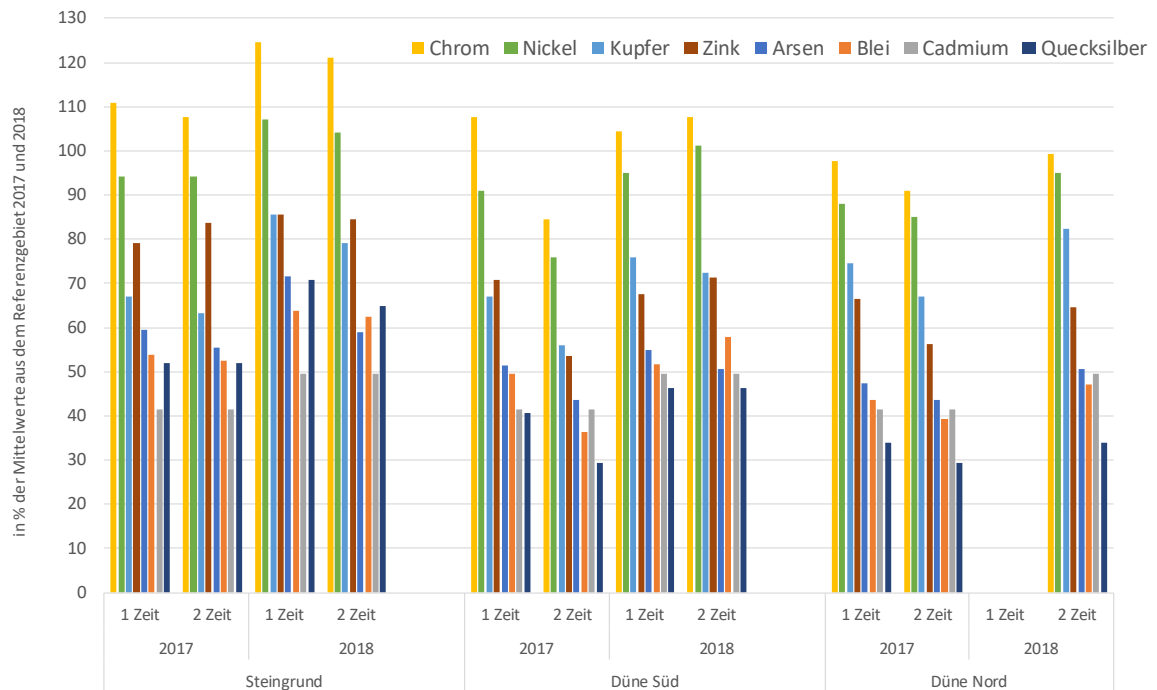


Abbildung 4-42 Schwermetall- und Arsengehalte in Schwebstoffproben in Prozent zu den Werten aus dem Referenzgebiet (Werte aus dem Referenzgebiet jeweils Mittelwert von 2017 und Mittelwert von 2018)

4.7 Bioakkumulation

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.14: *Baggergut, dessen Schadstoffgehalt eine statistisch signifikante ökotoxikologische Verschlechterung der Sedimentqualität an oder eine statistisch signifikante Bioakkumulation außerhalb der jeweiligen Einbringbereiche erwarten lässt, darf nicht eingebracht werden*

Die Ergebnisse der Bioakkumulation der verschiedenen Organismengruppen wurden statistisch ausgewertet. Bei der Wellhornschnecke, der Pfeffermuschel und der Scholle wurde in den Jahren 2017 und 2018 keine statistisch signifikante Bioakkumulation der untersuchten Schadstoffe außerhalb des Einbringbereiches festgestellt. Im Herbst 2018 wurde eine temporäre Anreicherung von op-DDD in Lebern der Klieschen, die in Teilgebieten des Außengebiets befishet wurden, festgestellt. Eine Nachuntersuchung im Frühjahr 2019 an Klieschenlebern ergab keine maßgabenrelevanten Anreicherungen. Für die Nordseegarnele wurden in den Jahren 2017 und 2018 Befischungen in den küstennahen Gebieten durchgeführt. Eine Bioakkumulation in der Nordseegarnele im Zusammenhang mit der Baggergutverbringung ist nicht festzustellen.

Maßgabe 2.15: *Zur Ermittlung der unter 2.11. und 2.13. genannten Signifikanzen sind geeignete statistische Tests durchzuführen*

Für die Ermittlung der Signifikanz werden in Abhängigkeit von der Verteilung der Daten parametrische und nicht-parametrische Tests durchgeführt. Anwendung finden die einfaktorische Varianzanalyse (ANOVA) mit dem Post-hoc Test Scheffé sowie der Kruskal-Wallis-Test mit einem anschließenden Nemenyi–Damico–Wolfe–Dunn Test als Post-hoc Test.

Maßgabe 2.27: *Im Zusammenhang mit dem Überwachungsmonitoring müssen in Abstimmung mit der Monitoring-AG ergänzende Untersuchungen und/oder Bewertungen zur besseren Beurteilung der Bioakkumulation ermittelt und bei Bedarf maßnahmenbegleitend umgesetzt werden (z. B. chronische toxische Wirkeffekte oder bioakkumulative Effekte, Passivsammler u. a. zur direkten Messung frei gelöster, bioverfügbarer Schadstoffkonzentrationen). Die bereits bei bisherigen Einbringungen in das Schlickfallgebiet bei Tonne E3 durchgeführten Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), der Pfeffermuschel (*Abra alba*) und der Kliesche (*Limanda limanda*) werden entsprechend der erweiterten Einbringbereiche fortgeführt und durch Untersuchungen der Nordseegarnele (*Crangon crangon*) sowie weiteren für höhere Trophieebenen relevanten Arten (z. B. die in den Einbringbereichen vorkommende Muschel *Nucula nitidosa* als bevorzugte Nahrung von Plattfischen) erweitert mit dem Ziel, die Vermeidung von Anreicherungseffekten in der Nahrungskette zu überwachen. Probenumfang und Probennahmegebiete müssen so gewählt werden, dass aussagekräftige und statistisch abgesicherte Ergebnisse erzielt werden. Die Untersuchungsdetails sind in der Monitoring-AG zu konkretisieren*

In den Jahren 2017 und 2018 wurden die Untersuchungen an der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*) und der Pfeffermuschel (*Abra alba*) der vergangenen Jahre weiter fortgesetzt. Im Herbst 2017 und 2018 erfolgte ebenfalls die nach dem Monitoringprogramm vorgesehene Untersuchung an der Kliesche (*Limanda limanda*) sowie das seit 2016 erweiterte Monitoring zur Bioakkumulation in Schollen als Konsument der Muschel *Nucula nitidosa*. Die Befischung der Muschel selbst würde aufgrund der Größe der Art und der dadurch benötigten Fangmenge zu einem sehr hohen Tierverbrauch führen. Daher wurde im Rahmen der E3 Monitoring AG am 08. 06.2016 beschlossen, stattdessen die Scholle (*Pleuronectes platessa*) in das reguläre Monitoringprogramm bei E3 aufzunehmen, für die *Nucula nitidosa* eine bevorzugte Nahrungsquelle darstellt. Ebenfalls wird das im Jahr 2016 aufgenommene Monitoring der Nordseegarnele im Sommer 2017 und 2018 fortgeführt. Das Monitoringprogramm wird fortlaufend angepasst und

berücksichtigt auch weitere Fragen, die im Zusammenhang mit der Bioakkumulation stehen. So werden z. B. an der Wellhornschnecke seit 2007 das Imposex-Phänomen, die Längenhäufigkeitsverteilung sowie die Besiedlungsdichte in den verschiedenen Gebieten betrachtet. Des Weiteren ist der Einsatz von Passivsammlern Gegenstand laufender Beratungen in der Monitoring-AG. Momentan wird deren Anwendung im Rahmen des Monitorings bei E3 durch methodische Schwächen noch nicht als zielführend eingeschätzt und es sollen laut Beschluss der Monitoring AG vom 18. Dezember 2018 weitere Untersuchungsergebnisse abgewartet werden.

Maßgabe 2.28: *Bisherige Untersuchungen der Fischfauna sind zur Beweissicherung fortzuführen. Fischereibiologische Auswirkungen und Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft, einschließlich der Krabbenfischerei, müssen zudem unter dem Einsatz von realem Fanggeschirr ermittelt werden.*

Die Lebensmittelrichtwerte, für die im Rahmen des Monitorings Messwerte vorliegen, der untersuchten und als Lebensmittel dienenden Organismen (Kliesche, Scholle, Nordseegarnele) wurden in allen Gebieten eingehalten. Ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Fischereiwirtschaft wird daher nicht erwartet. Untersuchungen zur Fischfauna siehe Kapitel 4.5. Die Befischung der Krabben erfolgte mit realem Fanggeschirr.

Maßgabe 2.29: *Schadstoffkonzentrationen sind zudem im Einbringbereich auf der Grundlage der so genannten „ecotoxicological assessment criteria“ (EAC) bzw. die Effects Range-Low (ERL)-Werte nach OSPAR sowie entsprechend der aktuellen Umweltqualitätsnormen (UQN) der deutschen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in ihrer jeweils geltenden Fassung in der jeweils relevanten Umweltmatrix zu bewerten. In diesem Zusammenhang ist im Rahmen der Monitoring-AG auch zu prüfen, für welche der acht neuen Schadstoffe/ Schadstoffgruppen, für die in 2013 UQN in Biota festgelegt wurden, maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulationen in den Einbringbereichen möglich und daher in das Messprogramm zu integrieren sind.*

Die Bewertung der EAC- bzw. ERL-Werte sowie der UQN für Sedimente wurden durch die BfG durchgeführt, und sind in Kapitel 4.7.6 dargestellt. Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien wird flächendeckend für Quecksilber und PCB 118 festgestellt. Hinsichtlich der betrachteten Schadstoffe 2015 bis 2018 wurden seit der Wiederaufnahme der Verbringungen keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den Ergebnissen der Vorjahre festgestellt. Eine Überschreitung der UQN wurde in dem untersuchten Gebiet nicht festgestellt. Die Auswahl, für welche der acht neuen Schadstoffe eine Prüfung einer maßnahmenbedingten Bioakkumulation durchzuführen ist, beruhte auf den Ergebnissen des Biota-Messprogramms in der Elbe. (FGG, 2018b). Hier wurden die Parameter PFOS, BDE, Heptachlor als Parameter identifiziert, die am Fischmuskel gemessen werden sollen. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die UQN für BDE flächendeckend in allen Gebieten und Proben sowie die UQN für Heptachlorepid sporadisch überschritten werden. Die Gehalte für PFOS liegen in allen untersuchten Proben unterhalb der Nachweisgrenze. Die Einhaltung von zwei der UQN für PAK in Weichtieren (Muscheln) wird bereits im Rahmen des E3-Monitorings seit 2016 an der Pfeffermuschel überprüft. Seit September 2018 werden die PAK ebenfalls in der Wellhornschnecke gemessen. Beide UQN werden in allen Proben und Organismen eingehalten.

Neben der akuten und chronischen Toxizität von Schadstoffgehalten auf Organismen verschiedener Trophieebenen wird auch die Schadstoffanreicherung in Organismen (Bioakkumulation) untersucht. Dies erfolgt in der Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), der Pfeffermuschel (*Abra*

alba), der Kliesche (*Limanda limanda*), der Scholle (*Pleuronectes platessa*) und der Nordseegarnele (*Crangon crangon*).

Zusätzlich wird die Abundanz der Wellhornschnecke in dem Gebiet erfasst und an Klieschen und Schollen eine Altersbestimmung vorgenommen, um die Alters-Schadstoffbeziehung zu untersuchen. Diese Untersuchungen werden im Rahmen der halbjährlich durchzuführenden E3-Monitoring AG abgestimmt und beschlossen (Maßgabe 2.17; Maßgabe 2.18). Die Ergebnisse der begleitenden Untersuchungen zur Alters-Schadstoffbeziehung in Fischen werden in eigenständigen Kapiteln im Anhang des Jahresberichtes behandelt (Anlage A-2 und A-3).

4.7.1 Bioakkumulation in der Wellhornschnecke

Wellhornschnocken (*Buccinum undatum*) sind räuberisch lebende und aasfressende Organismen, die in der Nahrungskette sehr weit oben stehen und daher ein hohes Bioakkumulationspotenzial aufweisen.

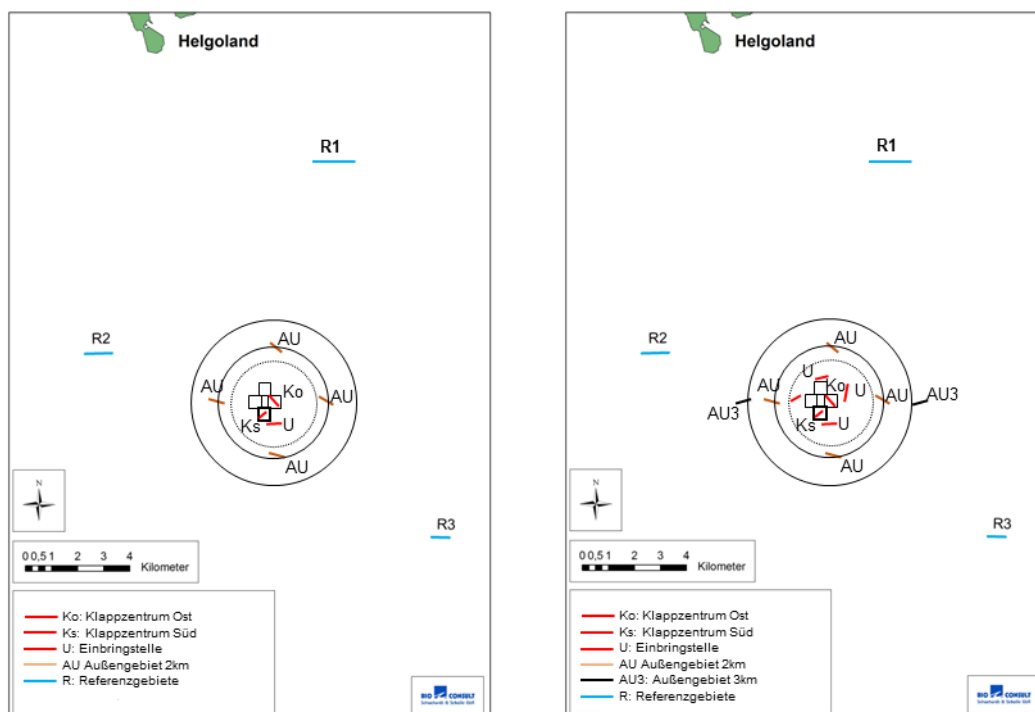


Abbildung 4-43 Lage der Hols der Wellhornschnockenbeprobung. Linkes Bild: Schematische Darstellung der Lage der Hols der Wellhornschnockenbeprobung im Frühjahr 2017 und 2018, rechtes Bild: Schematische Darstellung der Lage der Hols im Herbst 2017 und 2018. Der gestrichelte Kreis entspricht dem Einbringbereich mit dem Radius 1,5km um die Zentrumskordinate des Klappzentrums Ost. Abbildungen verändert nach BioConsult (2018c,d).

a) Probennahme

Seit März 2006 werden Wellhornschnocken im Rahmen der Befischungen aus Gebieten direkt im Einbringbereich sowie in den Außen- und Referenzgebieten entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. Im Herbst 2016 wurden die Untersuchungen aufgrund der erstmaligen Be-

aufschlagung des südlichen Klappzentrums (K-Süd) in insgesamt acht Gebieten durchgeführt (Tabelle 4.7-1). Das alte Klappzentrum wird seit Oktober 2016 nicht mehr genutzt und im vorliegenden Bericht fortan als Klappzentrum Ost (K-Ost) bezeichnet. Seit dem neu erteilten Einvernehmen zur Baggertgutverbringung zu E3 und einem Änderungsbescheid aus dem Jahre 2018 entspricht der Einbringbereich nicht mehr dem 1km-Kreis, sondern dem Überlappungsbereich des 1,5km-Kreis um die Zentrumsordinate des Klappzentrums Ost sowie die 1km-Kreise um die Zentrumskoordinaten der Klappzentren Süd, Nord und West. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen und Berichten zu wahren, wurde in den Jahren 2017 und 2018 die Beprobung der Wellhornschnecke aber weiterhin auf dem 1-km-Kreis durchgeführt, der in der folgenden Darstellung daher auch als „Einbringstelle“ bezeichnet wird. Die Probenanzahl und der Parameterumfang im Zeitraum 2008 bis 2018 sind in Tabelle 4.7-1 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4-43. Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht (Tabelle 4.7-1). Durch die Formulierung neuer Umweltqualitätsnormen für Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Weichtieren wurden im September 2018 diese polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt für die Schwermetalle und die zinnorganischen Verbindungen bezogen auf die Trockensubstanz und für die PCB, PAKs und die weiteren chlororganischen Verbindungen bezogen auf den Lipidgehalt. Ausgewählte Schadstoffe werden auch als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe repräsentieren die jeweiligen Schadstoffgruppen. Seit August 2009 werden zusätzlich auch die Schalengröße, das Schalengewicht sowie das Weichkörpergewicht aufgenommen. Im Jahr 2017 erfolgte eine Untersuchung der Wellhornschnecke im Mai und im November, im Jahr 2018 im Juni und September (Abbildung 4-43).

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede (Signifikanzniveau $\alpha < 0,5$) zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf den Klappzentren, der Einbringstelle (1-km-Kreis) sowie den Außengebieten (2-km-Kreis und im Frühjahr zusätzlich der 3-km-Kreis) in Bezug zu allen drei Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung der Nordseesedimente darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggertgutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den drei Referenzgebieten bietet Tabelle 4.7-2 und Tabelle 4.7-3.

Die Untersuchungen zeigen, dass im **Mai 2017** die Schadstoffe alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, op-DDE, op-DDT in den Wellhornschnecken vollständig oder größtenteils unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Tabelle 4.7-1 Anzahl Proben für Bioakkumulationsanalysen an der Wellhornschnecke

Jahr	Kampagne	K-Ost	K-Süd	1km	AU 2km	AU 3km	Ref. 1	Ref. 2	Ref. 3	Gesamt pro Termin	Gesamt pro Jahr
2008/09*	Frühjahr 08 Sommer 08 Frühjahr 09	5		5	5	0	5	5	5	30	60*
2009/10**	Sommer 09 Frühjahr 10 Sommer 10	20		4x10	4x10	2x10	20	20	20	180	360 (140)**
2011***	Frühjahr 11	10		10	4x10	0	10	10	10	90	230 (140)***
	Sommer 11	10		4x10	4x10	2x10	10	10	10	140	
2012/14****	Sommer 12 Sommer 13 Sommer 14 Herbst 14	10		4x10	4x10	2x10	10	10	10	140	140 (280 in 14)
2015*****	Frühjahr 15	10		10	4x10	0	10	10	10	90	230 (140)*****
	Sommer 15	10		4x10	4x10	2x10	10	10	10	140	
2016*****	Frühjahr 16	10		10	4x10	0	10	10	10	90	240 (150)*****
	Herbst 16	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	150	
2017"	Frühjahr 17	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	100	250 (100)"
	Herbst 17	10	10	10	4x10		10	10	10	150	
2018""	Frühjahr 18	10	10	4x10	4x10	2x10	10	10	10	100	250 (100)""
	Herbst 18	10	10	10	4x10		10	10	10	150	

K-Ost: Klappzentrum Ost, K-Süd: Klappzentrum Süd, 1km: Einbringstelle, AU: Außengebiet, Ref.: Referenzgebiet

* 60 Proben aus zwei Individuen, gepoolt

** 360 (140) 360 Proben für Zinnorganika und Chlororganika, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle und PCB

*** 230 (140) 230 Proben für Zinnorganika und Chlororganika, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle und PCB

**** 140 140 Proben für gesamten Parameterumfang (Zinnorganika, Chlororganika, Schwermetalle, PCB)

***** 230 (140) 230 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 140 Proben aus dem Sommer für Schwermetalle

***** 240 (150) 240 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 150 Proben aus dem Herbst für Schwermetalle

" 250 (100) 250 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 150 Proben aus dem Frühjahr für Schwermetalle

"" 250 (100) 250 Proben für Zinnorganika, Chlororganika und PCB, 100 Proben aus dem Herbst für Schwermetalle und PAK

Die Stoffgehalte der PCB-Kongeneren in den Tieren liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte und zeigen keine signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet gegenüber den drei Referenzgebieten an. Die Gehalte im Referenzgebiet 1 und 2 liegen größtenteils oberhalb der Gehalte, die in den Klappzentren und im Einbringbereich festgestellt wurden, wie für die Summe der sieben PCB Kongeneren (PCB7) in Abbildung 4-44 zu sehen ist. Für Referenzgebiet 2 ist die Anreicherung im Vergleich zum Klappzentrum Ost für PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180 sowie für Referenzgebiet 1 für PCB 180 signifikant (PCB 118 $p < 0,0001$, PCB 138, PCB 153, PCB 180 $p < 0,001$ auf Lipid normiert). Dies zeigt, dass signifikante Anreicherungen von Schadstoffen unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten können. Weitere signifikante Unterschiede bei den PCB-Kongeneren, die im Zusammenhang mit der Baggergutverbringung gebracht werden können, wurden nicht ermittelt.

Tabelle 4.7-2 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für Mai 2017

	Mai TS K-Ost	Mai TS K-Süd	Mai TS 1km	Mai TS 2km AU	Mai TS 3km AU	Mai Lipid K-Ost	Mai Lipid K-Süd	Mai Lipid 1km	Mai Lipid 2km AU	Mai Lipid 3km AU
As	ns	ns	ns	ns	ns					
Cd	ns	ns	ns	ns	ns					
Cu	ns	ns	ns	ns	ns					
Hg	ns	ns	ns	ns	ns					
Pb	ns	ns	ns	ns	ns					
Zn	ns	ns	ns	ns	ns					
MBT	ns	ns	Sign. ↓	ns	ns					
DBT	Sign. ↓	ns	Sign. ↓	ns	ns					
TBT	Sign. ↑	ns	ns	ns	ns					
TeBT	Sign. ↑	ns	ns	ns	ns					
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB52	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB118	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns					
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns					
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG					
bHCH	ns	ns	ns	ns	ns					
gHCH	ns	ns	ns	ns	ns					
opdde	BG	BG	BG	BG	BG					
ppdde	ns	ns	ns	ns	ns					
opddd	ns	ns	ns	ns	ns					
ppddd	ns	ns	ns	ns	ns					
opddt	BG	BG	BG	BG	BG					
ppddt	ns	ns	ns	ns	ns					
ddx	ns	ns	ns	ns	ns					
ocs	ns	ns	ns	ns	ns					
hcb	ns	ns	ns	ns	ns					

Erläuterung s. Tabelle 4.7-3

Tabelle 4.7-3 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für November 2017

	Nov TS K-Ost	Nov TS K-Süd	Nov TS 1km	Nov TS 2km AU	Nov Lipid K-Ost	Nov Lipid K-Süd	Nov Lipid 1km	Nov Lipid 2km AU
As								
Cd								
Cu								
Hg								
Pb								
Zn								
MBT	ns	ns	Sign. ↑	ns				
DBT	Sign. ↓	ns	Sign. ↓	ns				
TBT	n.s.	ns	n.s.	ns				
TeBT	ns	ns	Sign. ↓	ns				
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG
opdde	ns	ns	Sign. ↓	ns	ns		ns	ns
ppdde	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
opddd	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
ppddd	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
opddt	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG
ppddt	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
ddx	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
ocs	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
hcb	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns

Tabelle 4.7.2 und 4.7.3.: Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied dann gekennzeichnet, wenn die Signifikanz gegenüber allen Referenzgebieten auftritt

Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum Ost im Vergleich zu den drei Referenzgebieten ist für die zinnorganischen Verbindungen DBT, TBT und TeBT (Abbildung 4-45, Abbildung 4-46) sowie für MBT und DBT im Vergleich zur Einbringstelle (1-km-Kreis) festzustellen. Für MBT, DBT ist die Anreicherung auf dem Klappzentrum Süd im Vergleich zu Referenzgebiet 1 und 2, nicht aber für das Referenzgebiet 3 signifikant. Für das 2km-Außengebiet sind die Anreicherungen von MBT gegenüber Referenzgebiet 1 und 2 sowie für DBT im Vergleich zu Referenzgebiet 1 signifikant.

Die untersuchten Metalle zeigen, wie in vorangehenden Untersuchungen (E3-Jahresbericht der HPA von 2016), für Kupfer und Arsen (Abbildung 4-47) signifikant höhere Gehalte in den Referenzgebieten 1 und 2 als im Einbringbereich (Klappzentrum Ost, 1km-Kreis, ($p < 0,0001$)). Die Gehalte von Quecksilber, Cadmium, und Zink (Abbildung 4-48) liegen in allen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau. Für Blei liegen die mittleren Gehalte im 1km-Kreis etwas höher, dies beruht jedoch auf Messwerten einzelner Schnecken. Signifikante Gebietsunterschiede zu den Referenzgebieten lassen sich hier nicht feststellen.

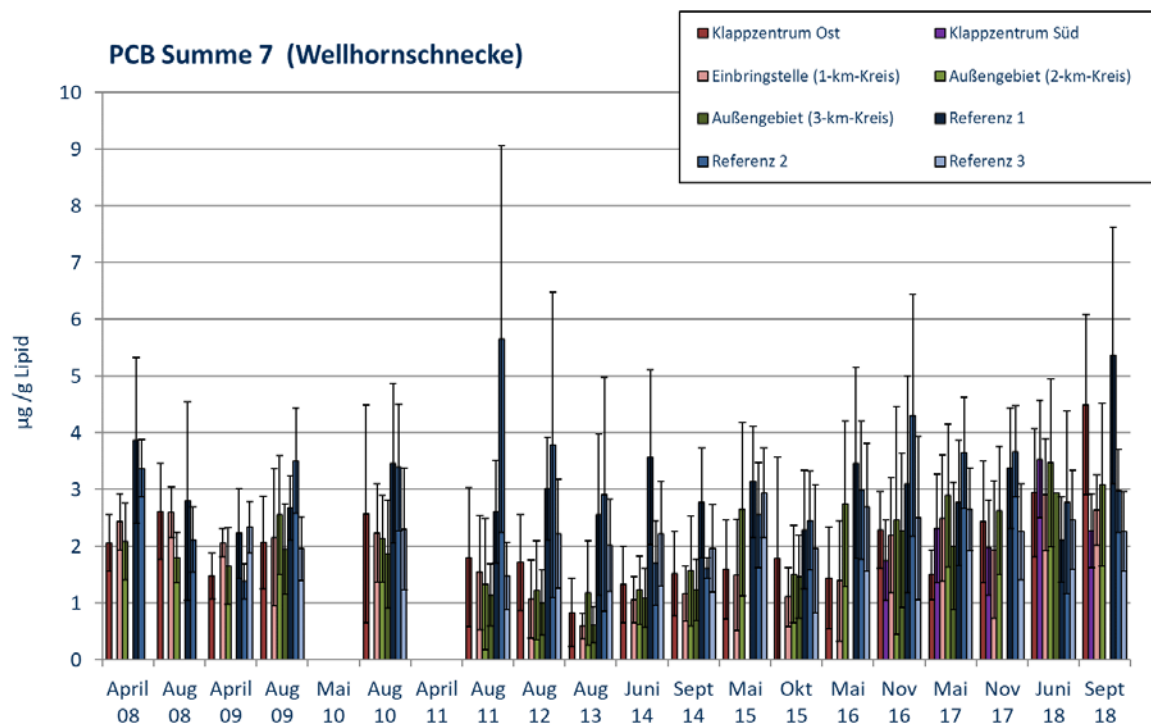


Abbildung 4-44 Belastung der Wellhornschncken: Summe der 7 PCB Kongenere von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Lipid)

Für die weiteren untersuchten Schadstoffe (HCB, OCS, op-DDD, pp-DDD, pp-DDE, pp-DDT, Summe DDX) werden im Mai 2017 keine baggergutbedingten, signifikanten Gebietsunterschiede festgestellt (Tabelle 4.7-2).

Im Außengebiet wurde für keinen Parameter eine signifikante Schadstoffanreicherung in den Wellhornschncken im Vergleich zu allen drei Referenzgebieten festgestellt (Tabelle 4.7-2).

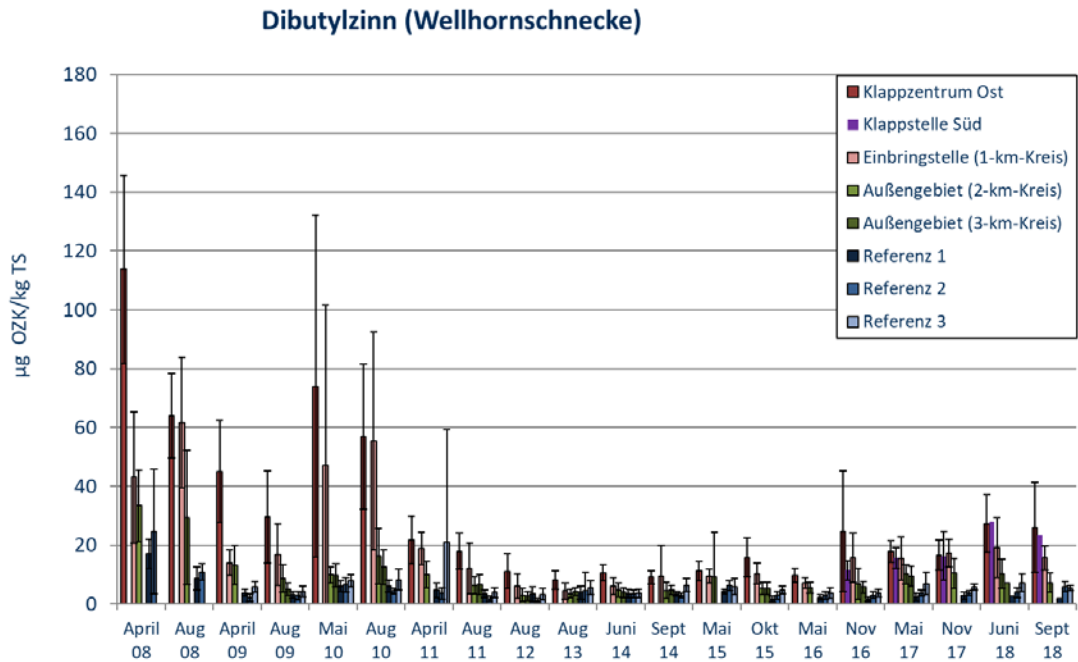


Abbildung 4-45 Belastung der Wellhornschnecken mit DBT von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

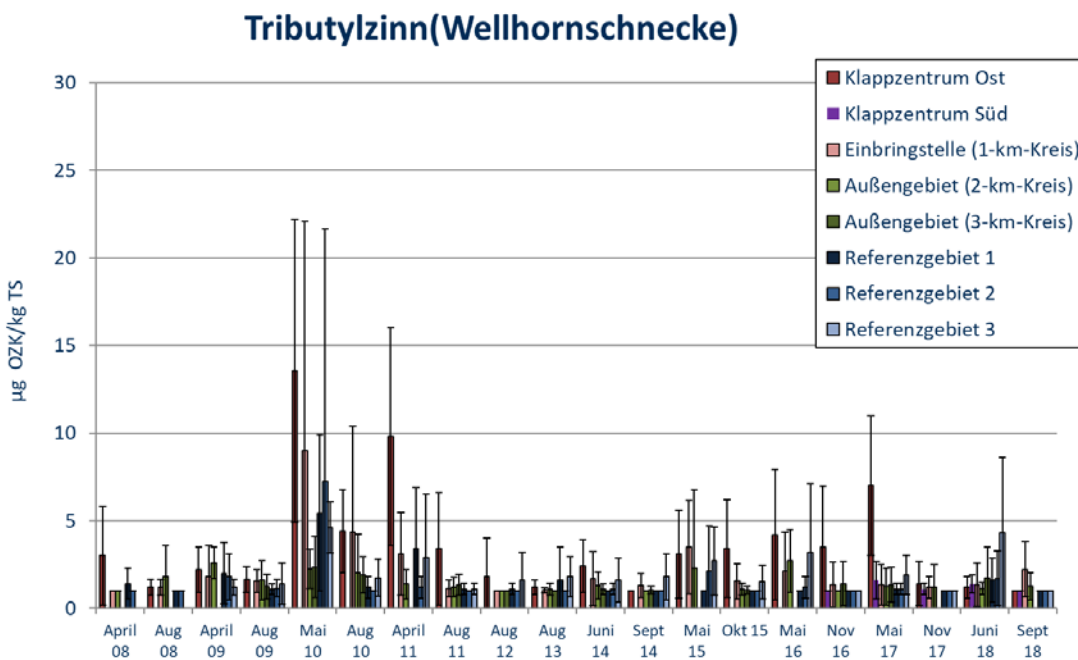


Abbildung 4-46 Belastung der Wellhornschnecken mit TBT von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

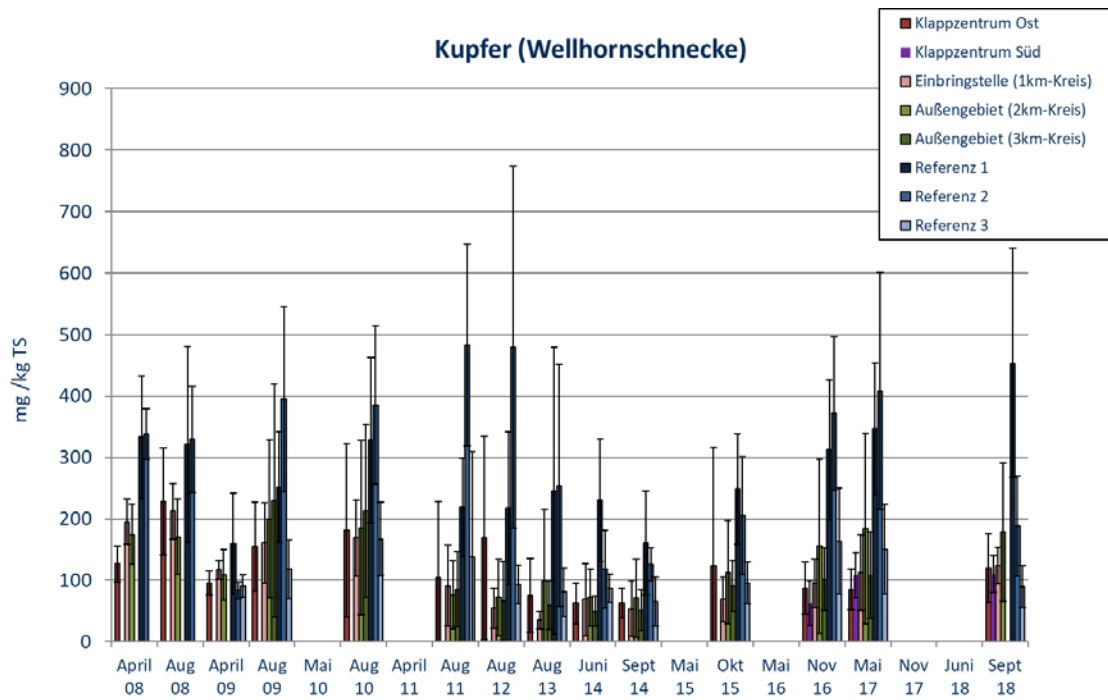


Abbildung 4-47 Belastung der Wellhornschncken mit Kupfer von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

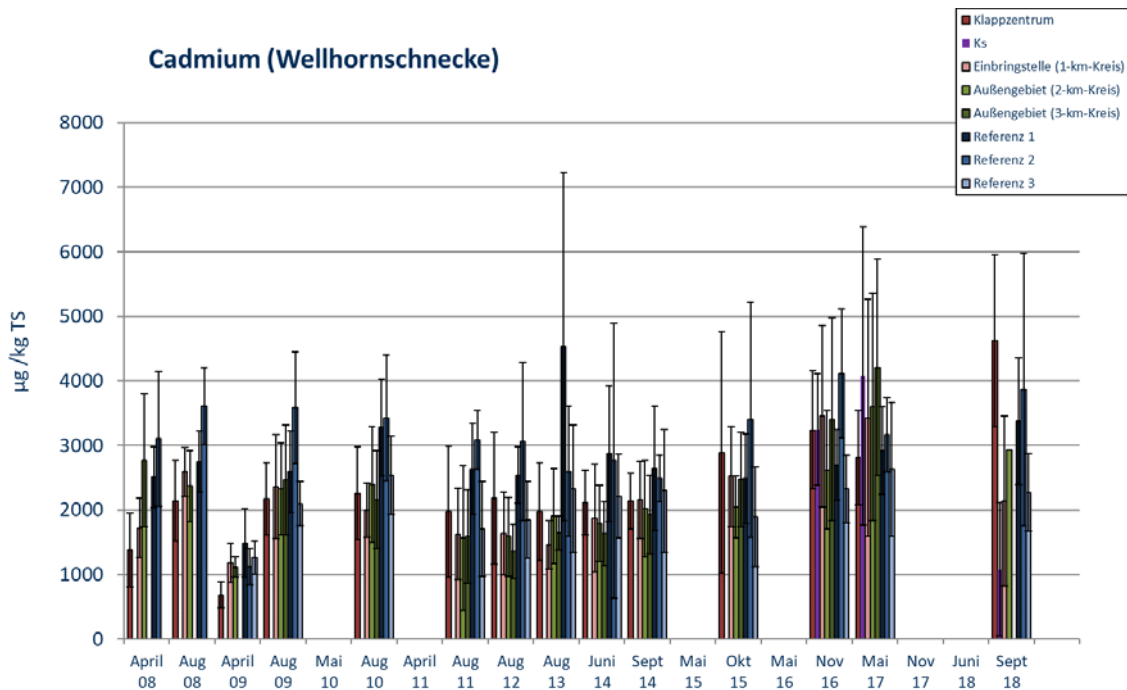


Abbildung 4-48 Belastung der Wellhornschncken mit Cadmium von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Im **November 2017** liegen die Schadstoffe alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH und op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Stoffgehalte der PCB Kongenere zeigen keine baggergutbedingten, signifikanten Gebietsunterschiede an (Tabelle 4.7-3). Für die Kongenere PCB 101, 153, 180 sowie die Summe der sieben PCB Kongenere (PCB7) ist eine signifikante Anreicherung im Referenzgebiet 2 im Vergleich zum Klappzentrum Süd und zur Einbringstelle (1km-Kreis) gegeben (PCB 118, PCB 153, PCB7 $p < 0,001$, PCB 180 $p < 0,0001$, normiert auf Lipid). Die Gehalte an PCB 180 sowie PCB7 der Schnecken aus dem Referenzgebiet 1 sind im Vergleich zur Einbringstelle (1km-Kreis) signifikant erhöht (PCB 180 $p < 0,0001$, PCB7 $p < 0,001$, normiert auf Lipid). Für die auf die Trockensubstanz bezogenen Werte liegen die Gehalte des PCB-Kongenens 52 auf dem Klappzentrum Süd höher als in Referenzgebiet 1 und 2 nicht aber zu Referenzgebiet 3, für die auf Lipid normierten Gehalte sind keine Gebietsunterschiede festzustellen.

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT und TeBT werden im November 2017 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle (Abbildung 4-45) im Vergleich zu allen drei Referenzgebieten in den Wellhornschnecken festgestellt ($p < 0,0001$, bezogen auf das Trockengewicht). Für DBT ist die Anreicherung ebenfalls für das Klappzentrum Ost zu sehen. Für DBT wird eine signifikante Anreicherung im Klappzentrum Süd und im 2km-Kreis, für MBT zusätzlich auch im Klappzentrum Ost gegenüber den Referenzgebieten 1 und 2, nicht aber für das Referenzgebiet 3 nachgewiesen.

Bei den DDT-Metaboliten liegen die Gehalte von op-DDE im November 2017 in den Wellhornschnecken weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze. Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze wurden in den Schnecken der Einbringstelle und jeweils eine in den beiden Klappzentren gemessen (Abbildung 4-49). Die Gehalte der Schnecken der Einbringstelle sind daher im Vergleich zu allen drei Referenzgebieten signifikant erhöht ($p < 0,0001$, Bezugsbasis Trockensubstanz). Für die lipidnormierten Gehalte werden keine Signifikanzen zwischen den Gebieten festgestellt. Für die übrigen Metabolite und die Summe aller DDT-Derivate (DDX) sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen auf den Klappzentren oder im 1km-Kreis gegenüber allen drei Referenzgebieten festzustellen (Tabelle 4.7-3). Die mittleren Gehalte von op-DDD, pp-DDD, pp-DDE und DDX in den Wellhornschnecken aus dem Einbringbereich (Klappzentren und 1km-Kreis) liegen auf einem höheren Niveau als die mittleren Gehalte der Schnecken aus den Referenzgebieten (Abbildung 4-50). Für die auf Trockensubstanz und auf Lipid normierten Gehalte von op-DDD und pp-DDD sind die Schnecken von den Klappzentren und dem 1km-Kreis gegenüber den Schnecken von Referenzgebiet 1 und 2 signifikant angereichert.

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung ist im November 2017 für Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol (Tabelle 4.7-3) in den Tieren der Klappzentren, der Einbringstelle oder im Außengebiet nicht festzustellen. Die Gehalte für OCS ebenso wie für HCB zeigen in den Schnecken des Einbringbereichs und der Klappzentren jedoch etwas höhere mittlere Gehalte als die Schnecken aus den Referenzgebieten (Abbildung 4-51).

In den Außengebieten werden keine baggergutbedingten signifikanten Anreicherungen festgestellt.

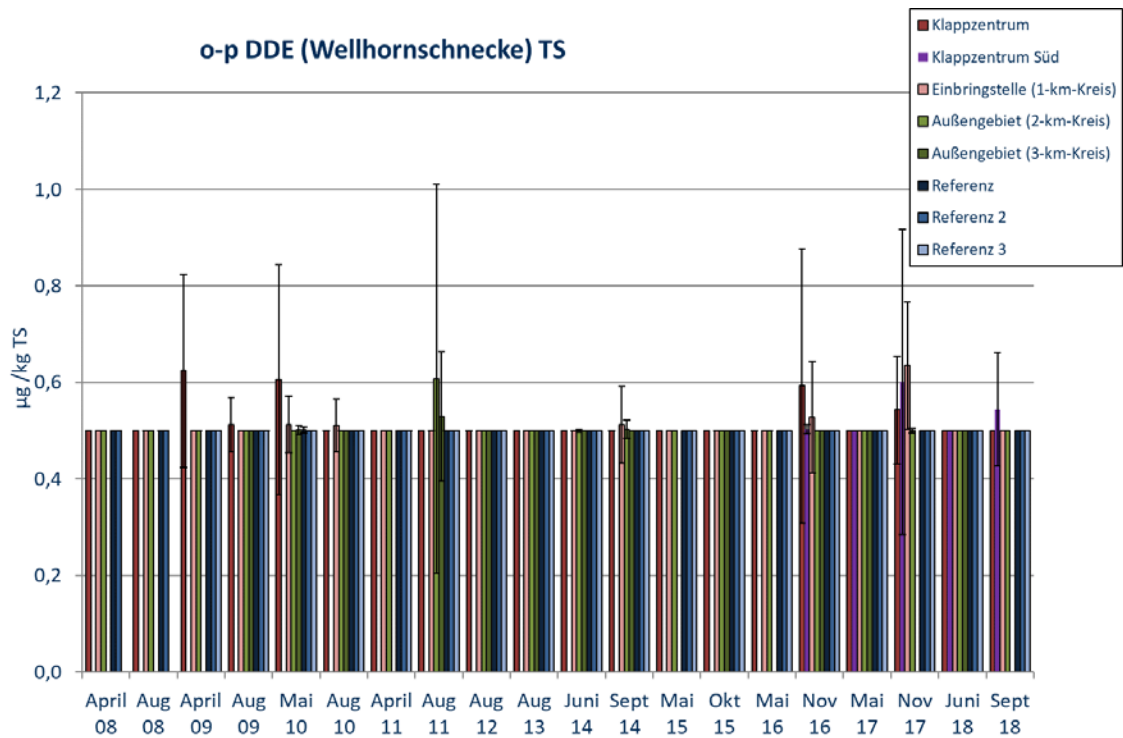


Abbildung 4-49 Belastung der Wellhornschnecken mit op-DDE von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

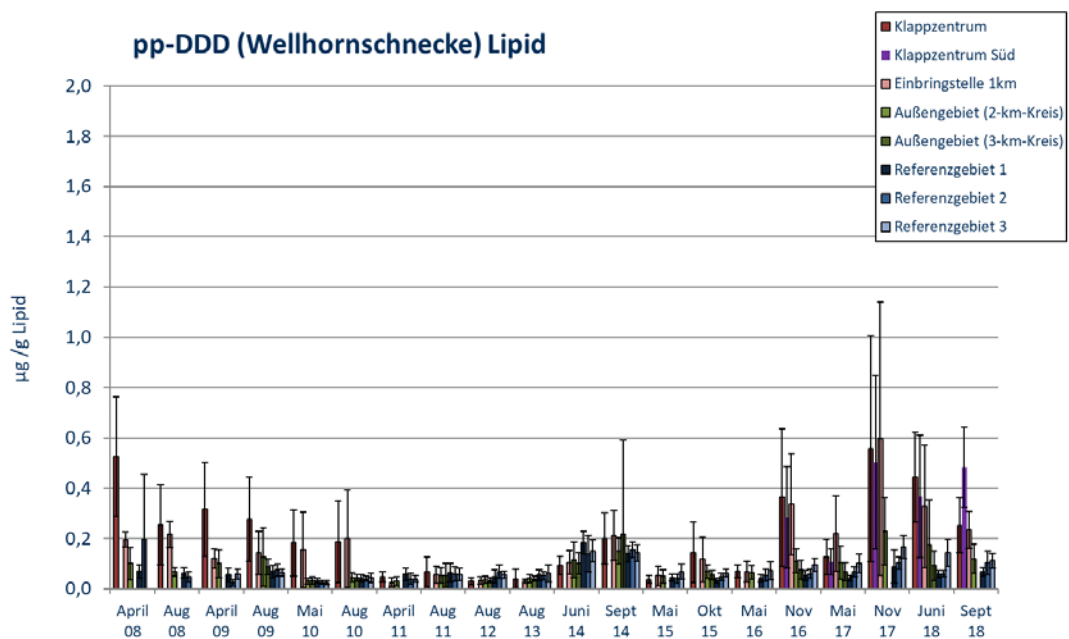


Abbildung 4-50 Belastung der Wellhornschnecken mit pp-DDD von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Lipid)

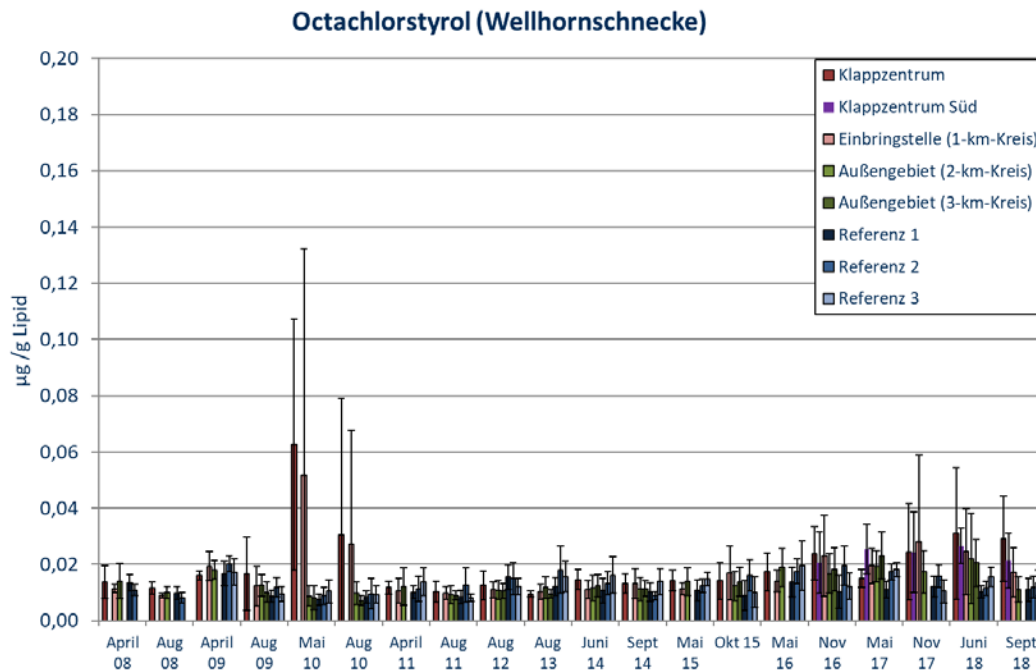


Abbildung 4-51 Belastung der Wellhornschnecken mit OCS von 2008 bis 2018 (Bezugsbasis Lipid)

Im **Juni 2018** liegen die Schadstoffe alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, op-DDE und op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Stoffgehalte der PCB Kongenere zeigen keine baggergutbedingten, signifikanten Gebietsunterschiede an (Tabelle 4.7-4). Die PCB Kongenere 28 und 52 liegen im Einbringbereich und auf den Klappzentren vereinzelt knapp oberhalb der Nachweisgrenze. Durch die im Vergleich zu den Referenzgebieten niedrigeren Fettgehalte werden daher im Klappzentrum Süd signifikante Anreicherungen für die auf Lipid normierten Gehalte gegenüber Referenzgebiet 1 und 2 nicht aber zu Referenzgebiet 3 festgestellt ($p < 0,0001$). Für PCB 101 sind die auf Lipid normierten Werte auf dem Klappzentrum Ost gegenüber Referenzgebiet 1 und 2 signifikant angereichert ($p < 0,0001$). Für die weiteren PCB Kongenere werden keine weiteren Gebietsunterschiede festgestellt.

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT und TeBT werden im Juni 2018 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen auf beiden Klappzentren sowie für MBT zusätzlich im Einbringbereich festgestellt (MBT, DBT, TeBT $p < 0,0001$, bezogen auf Trockensubstanz).

Bei den DDT-Metaboliten treten im Juni 2018 keine signifikanten Anreicherungen in den Wellhornschnecken im Einbringbereich und den Klappzentren auf. Die mittleren Gehalte von pp-DDE, op-DDD und pp-DDD liegen auf den Klappzentren höher als in den Referenzgebieten und sind für die auf Lipid normierten Daten signifikant höher als die Gehalte der Schnecken aus den Referenzgebieten 1 und 2, nicht aber als aus dem Referenzgebiet 3.

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung ist im Juni 2018 für Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol (Tabelle 4.7-4) in den Tieren der Klappzentren, der Einbringstelle oder im Außengebiet weiterhin nicht festzustellen.

In den Außengebieten werden im Juni 2018 für keinen Parameter baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen festgestellt.

Tabelle 4.7-4 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für Juni 2018

	Jun TS K-Ost	Jun TS K-Süd	Jun TS 1km	Jun TS 2km AU	Jun TS 3km AU	Jun Lipid K-Ost	Jun Lipid K-Süd	Jun Lipid 1km	Jun Lipid 2km AU	Jun Lipid 3km AU
As										
Cd										
Cu										
Hg										
Pb										
Zn										
MBT	Sign. ↓	Sign. ↓	Sign. ↓	ns	ns					
DBT	Sign. ↓	Sign. ↓	ns	ns	ns					
TBT	ns	ns	ns	ns	ns					
TeBT	Sign. ↓	Sign. ↓	ns	ns	ns					
PCB7	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB28	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG	BG
opdde	BG	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG	BG
ppdde	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
opddd	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
ppddd	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
opddt	BG	BG	BG	BG	BG	BG		BG	BG	BG
ppddt	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
ddx	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
ocs	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns
hcb	ns	ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns	ns

Erläuterung siehe Tabelle 4-1-5

Im **September 2018** liegen die Schadstoffe alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH und op-DDT unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die PCB Kongenere sind keine signifikant höheren Gehalte der Wellhornschnellen im Einbringbereich oder auf den Klappzentren festzustellen und die Gehalte in Referenzgebiet 1 liegen für die PCB Summe 7 signifikant höher als auf dem Klappzentrum Süd und zum Referenzgebiet 3 ($p < 0,0001$ auf Lipid normiert).

Für die zinnorganischen Verbindungen MBT und DBT werden im September 2018 baggergutbedingte, signifikante Anreicherungen auf beiden Klappzentren (Abbildung 4-45) und für TeBT auf dem Klappzentrum Süd festgestellt (MBT, DBT, TeBT $p < 0,0001$, auf Trockensubstanz bezogen). Die Gehalte von TBT unterscheiden sich in den untersuchten Teilgebieten nicht signifikant voneinander (Abbildung 4-46).

Die untersuchten Metalle zeigen für Arsen und Kupfer (Abbildung 4-47) signifikant höhere Gehalte im Referenzgebiet 1 gegenüber dem Klappzentrum Süd bzw. für Kupfer auch gegenüber Klappzentrum Ost und dem Einbringbereich. Für Blei ist im September 2018 eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum Süd festzustellen. Die Quecksilbergehalte zeigen keine Hinweise für einen Einfluss der Baggergutverbringung an. So sind die Gehalte im Referenzgebiet 1 und 2 sowie im Klappzentrum Ost signifikant höher als auf dem Klappzentrum Süd und in Referenzgebiet 3. Für Zink bzw. Cadmium sind ebenfalls keine baggergutbedingten Anreicherungen festzustellen, wobei das Klappzentrum Ost jeweils signifikant höher liegt als das Referenzgebiet 3 bzw. als Referenzgebiet 3 und Klappzentrum Süd.

Bei den DDT-Metaboliten ist für die Gehalte von pp-DDD im September 2018 auf dem Klappzentrum Süd eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung festzustellen (Abbildung 4-50, $p < 0,0001$ auf TS und Lipid normiert). Für die auf Trockensubstanz normierten Gehalte der Summe aller DDT-Metabolite ist eine signifikante Anreicherung auf dem Klappzentrum Süd im Vergleich zu allen drei Referenzgebieten festzustellen ($p < 0,0001$), für die auf Lipid normierten Gehalte ist die Anreicherung auf den Klappzentren nur gegenüber Referenzgebiet 1 und 3 festzustellen. Für die Gehalte von op-DDE bzw. pp-DDT liegen in den Schnecken weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze. Einzelne Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze treten ausschließlich im Klappzentrum Süd bzw. im Klappzentrum Süd und im Außengebiet auf. Für op-DDD liegen die auf Lipid normierten Gehalte im Einbringbereich (Klappzentren und 1km-Kreis) signifikant höher als Referenzgebiet 1 und für das Klappzentrum Süd auch höher als im Referenzgebiet 2.

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung ist für die auf Trockensubstanz, nicht aber auf Lipid bezogenen Gehalte im September 2018 für Octachlorstyrol (Abbildung 4-51) in den Tieren der Klappzentren festzustellen ($p < 0,0001$). Für Hexachlorbenzol sind die auf Trockensubstanz bezogenen Gehalte auf dem Klappzentrum Süd signifikant höher als in Referenzgebiet 2 und 3. Die auf Lipid normierten Gehalte sind gegen keines der Referenzgebiete signifikant erhöht.

Im September 2018 wurden erstmalig die Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Weichkörper der Wellhornschnellen untersucht. Die Gehalte liegen weitgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze, baggergutbedingte signifikante Anreicherungen sind nicht festzustellen. Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für Fluoranthene ($30 \mu\text{g}/\text{kg FG}$) und Benz(a)pyren ($5 \mu\text{g}/\text{kg FG}$) wurden mit Gehalten zwischen $1,9$ und $2,3 \mu\text{g}/\text{kg FG}$ für Fluoranthene und $1,8$ und $2,2 \mu\text{g}/\text{kg FG}$ für B(a)P in allen Gebieten eingehalten.

In den Außengebieten werden im September 2018 für keinen Parameter baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen festgestellt.

Tabelle 4.7-5 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Wellhornschnecke in Bezug zu Referenzgebiet 1, 2 und 3 für September 2018.

	Sep TS K-Ost	Sep TS K-Süd	Sep TS 1km	Sep TS 2km AU	Sep Lipid K-Ost	Sep Lipid K-Süd	Sep Lipid 1km	Sep Lipid 2km AU
As	ns	ns	ns	ns				
Cd	ns	ns	ns	ns				
Cu	ns	ns	ns	ns				
Hg	ns	ns	ns	ns				
Pb	ns	ns	ns	ns				
Zn	ns	ns	ns	ns				
MBT	ns	ns	ns	ns				
DBT	ns	ns	ns	ns				
TBT	ns	ns	ns	ns				
TeBT	ns	ns	ns	ns				
PCB7	ns	ns	ns	ns				
PCB28	ns	ns	ns	ns				
PCB52	ns	ns	ns	ns				
PCB101	ns	ns	ns	ns				
PCB118	ns	ns	ns	ns				
PCB138	ns	ns	ns	ns				
PCB153	ns	ns	ns	ns				
PCB180	ns	ns	ns	ns				
aHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG
opdde	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ppdde	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
opddd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ppddd	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
opddt	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG	BG
ppddt	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ddx	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
ocs	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
hcb	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz, Unterlegung in rot: signifikant angereichert. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass für die PCB Kongenere im betrachteten Zeitraum keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringgebiet (Klappzentren und 1km-Kreis) oder im Außengebiet festgestellt werden. Gleichwohl liegen die Gehalte der PCB-Kongenere wie durch die Summe aller Kongenere in Abbildung 4-44 dargestellt, seit November 2017 höher als im Zeitraum August 2011-Mai 2017, bzw. zeigen einen ansteigenden Trend. Dies ist in einem etwas geringeren Maß ebenso für die Referenzgebiete und die Außengebiete erkennbar. Ob es sich bei den Anreicherungen im Einbringbereich um eine kontinuierliche Bioakkumulation der PCB Kongenere durch das Baggergut handelt, muss nach dem Vorliegen neuer Ergebnisse aus zukünftigen Kampagnen bewertet werden. Die PCB-Gehalte der Schnecken liegen in den Referenzgebieten überwiegend höher als im Einbringbereich.

Die Metalle Arsen, Kupfer und Quecksilber sind in den Schnecken der Referenzgebiete weiterhin höher angereichert als im Einbringbereich und den Außengebieten. Die Gehalte von Cadmium und Zink liegen in den Gebieten auf vergleichbaren Niveaus, die seit Oktober 2015 insgesamt etwas angestiegen sind (Abbildung 4-48). Signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet sind in den einzelnen Kampagnen nicht festzustellen. Die Gehalte von Blei in den Schnecken im Einbringbereich (Klappzentren und 1km-Kreis) zeigen eine hohe Variabilität und liegen seit 2016 im Mittel über dem Niveau der Gehalte aus den übrigen Gebieten. Im September 2018 tritt erstmals eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum Süd auf. Ein Trend ist hier bislang nicht abzulesen.

Das Konzentrationsniveau für die zinnorganischen Verbindungen MBT, DBT und TBT liegt im Einbringbereich in den Jahren 2017 und 2018 weiterhin deutlich unterhalb der Konzentrationen des ersten Verbringungszeitraums. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung wird während aller Kampagnen im Einbringbereich für MBT und DBT festgestellt. Während im Jahr 2017 die Anreicherungen im Klappzentrum Ost und im 1km-Kreis festgestellt werden, sind im Jahr 2018 die Anreicherungen auf dem Klappzentrum Ost und Süd zu sehen. Für TBT tritt nur im Mai 2017 eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung auf dem Klappzentrum Ost auf. Insgesamt liegt der Gehalt an TBT in den Schnecken erheblich niedriger als der der Abbauprodukte MBT und DBT. Dies ist wahrscheinlich auf einen Abbau von TBT in den Schnecken zurückzuführen (BfG-Bericht 1711, 2011a; E3-Jahresbericht, 2015). Die Gehalte von TeBT in den Schnecken des Untersuchungsgebietes liegen seit Oktober 2016 durchgängig oberhalb der Bestimmungsgrenze und sind im Jahr auf dem Klappzentrum Ost und im 1km-Kreis und im Jahr 2018 für das Klappzentrum Süd signifikant gegenüber allen drei Referenzgebieten angereichert. Besonders hohe Gehalte sind im Juni 2018 festzustellen. Es wird diskutiert ob hier möglicherweise eine veränderte Laboranalytik die Ursache für die messbaren Werte ist, da sich die Gehalte für TeBT in den Sedimenten (bei E3 und in den Baggergebieten) nicht verändert haben.

Die Gehalte der DDT-Verbindungen op-DDD und pp-DDD in den Wellhornschnellen im Einbringbereich (Klappzentren und Einbringstelle) zeigen seit November 2017 relativ hohe mittlere Gehalte an (Abbildung 4-50), die auf (pp-DDD) bzw. etwas oberhalb (op-DDD) des Niveaus des ersten Verbringungszeitraums (2008-2010) liegen. Im November liegen die Gehalte im Vergleich zu den anderen Kampagnen am höchsten, und auch die Gehalte von pp-DDE liegen für den Einbringbereich oberhalb der Bestimmungsgrenze (Abbildung 4-49). Im November 2017 werden auch relativ hohe Werte in Referenzgebiet 3 festgestellt, was eine weitere Ursache neben der Baggergutverbringung für die hohen Werte wahrscheinlich macht (Abbildung 4-50). Durch eine hohe Variabilität der Einzelproben wurde keine signifikante baggergutbedingte Anreicherung von Mai 2017 bis einschließlich November 2018 für die beiden DDD Isomere festgestellt. Insgesamt unterscheiden sich die einzelnen Gebiete des Einbringbereichs nicht wesentlich voneinander. Nur im September wird eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung für pp-DDD, (auf TS und Lipid), für pp-DDT so-

wie die Summe aller DDT-Metabolite auf dem Klappzentrum Süd (nur TS) festgestellt was vermutlich auch mit den höheren mittleren Lipidgehalten (6,4%) der Schnecken aus dem Gebiet im Vergleich zum Klappzentrum Ost (3,25%) erklärt werden kann. Auch die Tiere aus den Referenzgebieten zeigen geringere mittlere Fettgehalte (4-5,17 %). Gleichzeitig sind die Tiere auf dem Klappzentrum Süd kleiner als die Schnecken aller anderer Gebiete. Dieser Unterschied ist zu den Referenzgebieten signifikant. Dargestellt in BioConsult (2018d), ist die Abundanz von jüngeren Wellhornschnecken auf den Klappzentren relativ hoch und wird vor dem Hintergrund einer erhöhten Reproduktionstätigkeit in den Gebieten diskutiert.

Für HCB ist seit Wiederaufnahme der Baggergutverbringung bislang keine baggergutbedingte Anreicherung zu beobachten. Für OCS wird hingegen im September 2018 erstmalig seit Wiederaufnahme der Baggergutverbringung im Juli 2014 eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung für die auf Trockensubstanz normierten Gehalte auf dem Klappzentrum Ost und Süd festgestellt.

Im Untersuchungszeitraum Mai 2017 bis September 2018 wurde für keinen der untersuchten Parameter eine baggergutbedingte Anreicherung außerhalb des Einbringbereiches festgestellt.

Ergänzende Untersuchungen zur Bioakkumulation in der Wellhornschnecke: Das Imposex-Phänomen

Die Wellhornschnecke gilt als besonders sensibel gegenüber TBT. Daher wird seit Frühjahr 2007 im Rahmen eines Effektmonitorings die Vermännlichung weiblicher Wellhornschnecken, das so genannte Imposex-Phänomen, untersucht, welches durch TBT induziert werden kann. Zur Ermittlung der Imposex-Rate werden nur größere und damit ältere Individuen herangezogen. Die Untersuchungen wurden im Mai 2017 und Mai 2018 in sechs Gebieten durchgeführt (Tabelle 4.7-6).

Im Jahr 2017 und 2018 wurden an jeweils 2 von 150 Weibchen das Imposex-Phänomen festgestellt. Von den zwei Tieren wurden im Jahr 2017 eins auf dem Klappzentrum Ost (Stadium 1) und eins im Referenzgebiet 2 (Stadium 1) gefunden. Im Jahr 2018 wurde eins auf dem Klappzentrum Ost (Stadium 3) und eins im Referenzgebiet 1 (Stadium 1) gefunden. Der PCI-Index ist zu beiden Terminen und in allen Gebieten unterhalb der Marke von 0,3 und damit der Klasse B (= niedrige TBT-Exposition gemäß OSPAR-Schema) zuzuordnen (Tabelle 4.7-6). Die Imposexrate insgesamt liegt in beiden Jahren (2017 und 2018) bei 1,3 % und bestätigt somit den bereits seit 2011 festgestellten Rückgang der Imposexrate in den untersuchten Gebieten (E3-Jahresbericht der HPA 2016).

Die Imposexrate war über den Zeitraum 2007 bis 2010 auf dem 1-km-Kreis und auf dem Klappzentrum Ost in der Regel nicht höher, sondern tendenziell sogar etwas niedriger als in den beiden Referenzgebieten (Tabelle 4.7-6). Ein Zusammenhang zwischen Baggergutverbringung und der Ausprägung des Imposexphänomens war damit über den Gesamtzeitraum aufgrund der räumlichen Verteilung nicht zu erkennen.

Bei der Interpretation der Daten ist das Alter der Tiere zu berücksichtigen. Wellhornschnecken können bis zu 15 Jahre alt werden. Das Imposex-Phänomen wird über die Wasserphase vermittelt, wird nur bei juvenilen Tieren ausgeprägt und ist irreversibel. Nach BioConsult (2018c, 2018d) ist davon auszugehen, dass die Schnecken Imposex in den ersten zwei Lebensjahren entwickeln.

Die Altersdatierung mittels Opercula (s. E3 Jahresbericht der HPA 2016, Anlage A-3) hat gezeigt, dass die in den Jahren 2013, 2014 und 2015 beprobten Tiere (an denen kaum noch Imposex festgestellt wurde) in allen Gebieten mehrheitlich 7,5 – 12 Jahre alt waren. Die Jugendphase der in diesen Jahren beprobten Schnecken lag damit teilweise noch vor Beginn der Baggergutverbringung in 2005 (so ab ca. 2003), teilweise auch danach (bis ca. 2008). An diesen Schnecken ist die Imposex-Rate sehr gering. In den Schnecken der früheren Jahrgänge (Beprobungen 2007 bis 2010)

lag sie deutlich höher. Wenn man davon ausgeht, dass diese Schnecken ein ähnliches Durchschnittsalter hatten wie die von 2013 bis 2015 beprobten, können sie Imposex mehrheitlich nur vor der Baggergutausbringung entwickelt haben. Im Jahr 2017 und 2018 lag die mittlere Gehäuselänge zwischen 77 und 85 mm, was einem Alter zwischen 7 und 13 Jahren entsprechen kann (BioConsult, 2017a). Demzufolge fand die juvenile Phase der Schnecken vermutlich, nach dem Beginn der Baggergutverbringung statt. Ein Anstieg der Imposex Rate ist dennoch nicht erkennbar.

Es erscheint damit sehr wahrscheinlich, dass das TBT-Verbot 2003/2008 für den Rückgang des Imposex-Phänomens in allen Gebieten hauptsächlich verantwortlich ist. Langjährige Zeitreihen der TBT-Belastung der Wasserphase im Gesamtgebiet liegen HPA zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor. Daher ist im Rahmen dieser Auswertung eine weiträumig gesunkene TBT-Hintergrundbelastung der Wasserphase aufgrund des Verbots in 2003/2008 nicht nachweisbar. BioConsult (2018c, 2018d) weist auch darauf hin, dass eventuell noch weitere, bislang unbekannte Faktoren einen Einfluss auf die Entstehung von Imposex haben können.

Tabelle 4.7-6 Bewertung der TBT-spezifischen biologischen Effekte (Imposexlevel als PCI) bei der Wellhornschnecke in den Untersuchungen von 2007 – 2018 (Klasse B nach OSPAR 2004: grün Werte <0,3; Imposexlevel deutet auf einen Kontakt mit TBT-Konzentrationen unter den für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien hin, Klasse C nach OSPAR 2004: gelb Werte von 0,3-2,0, Imposexlevel deutet auf einen Kontakt mit TBT-Konzentrationen über den für TBT entwickelten Umweltbewertungskriterien hin, aus BioConsult, 2018d)

	Klappzentrum Süd	Klappzentrum Ost	1-km-Kreis	Außengebiet	Referenz 1	Referenz 2
April 2007		0,11	0,72	0,44	1,13	0,35
August 2007		0,48	0,43	0,43	0,75	0,55
April 2008		0,30	0,21	0,33	0,17	0,83
Juli 2008		0,04	0,52	0,38	0,50	0,64
März 2009		0,71	1,00	0,61	0,63	0,52
Juli 2009		0,21	0,16	0,52	0,50	0,73
Mai 2010		0,26	0,13	0,21	1,08	0,16
September 2010		0,30	0,06	0,62	0,52	0,40
Mai 2011		0,04	0,24	0,00	0,06	0,20
August 2011		0,36	0,30	0,05	0,19	0,40
September 2012		0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
August 2013		0,03	0,00	0,00	0,00	0,04
Juni 2014		0,04	0,08	0,04	0,04	0,00
September 2014		0,00	0,00	0,08	0,08	0,40
Juni 2015		0,08	0,08	0,00	0,12	0,00
Oktober 2015		0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
Mai 2016		0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
November 2016	0,00	0,04	0,00	0,12	0,04	0,00
Mai 2017	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,04
Mai 2018	0,00	0,12	0,00	0,00	0,04	0,00

Eine Auslösung von Imposex durch die Baggergutverbringung seit 2005 ist daher unwahrscheinlich, jedoch nicht ausgeschlossen. Diese müsste sich vermutlich auf den Verbringbereich konzentrieren, auch wenn über die Mobilität der Schnecken im Gelände keine genaue Kenntnis existiert.

Vor dem Hintergrund der Gesamtabnahme in allen Gebieten und dem Durchschnittsalter der untersuchten Population ist weder eine baggergutbedingte Auslösung von Imposex noch eine Abnahme der Imposexrate durch Beendigung der Baggergutverbringungen zu erkennen.

4.7.2 Bioakkumulation in der Pfeffermuschel

Die Kleine Pfeffermuschel (*Abra alba*) lebt in den obersten Sedimentschichten und ernährt sich durch Filtration von organischen Bestandteilen im Sediment. Die Art wird 1-3 Jahre alt und steht am unteren Ende der Nahrungskette.

a) Probennahme

Seit dem Jahr 2005 werden Pfeffermuscheln im Rahmen der Monitoringausfahrt aus Gebieten direkt im Einbringbereich (1-km-Kreis), im 2-km-Kreis als Außengebiet und in dem als Referenzgebiet geltenden 6-km-Kreis sowie dem Referenzgebiet 1 mit der Dredge entnommen und auf Schadstoffanreicherung (Bioakkumulation) untersucht. Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. So wird seit dem Jahr 2008 der 1,5-km-Kreis als Untersuchungsgebiet mituntersucht. Seit dem neu erteilten Einvernehmen im Jahr 2016 und Anpassung im Jahr 2017 zur Baggergutverbringung zu E3 entspricht nicht mehr der 1-km- sondern der 1,5-km-Kreis um die Zentrumsordinate Ost mit Überlappungsbereich des 1-km-Kreis um die Zentrumsordinate West dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen und Berichten zu wahren, werden in dem vorliegenden Bericht dennoch der 1-km-Kreis und der 1,5-km-Kreis separat betrachtet. Die Probenanzahl in den Jahren 2017 und 2018 ist in Tabelle 4.7-7 aufgeführt. Die Lage der Hols zeigt Abbildung 4-52.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink), PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) sowie den Fettgehalt untersucht. Seit 2016 werden in der Pfeffermuschel auch die Polyaromatischen Kohlenstoffe, für die neue Umweltqualitätsnormen für Muscheln formuliert wurden (Benz(a)pyren und Fluoranthen), analysiert. Die Auswertung aller Schadstoffe erfolgt bezogen auf die Trockensubstanz. Zusätzlich werden die organischen Schadstoffe lipidnormiert betrachtet. Da nicht für jede Probe ein Lipidwert existiert, liegen der Normierung nicht für alle Fälle reale Werte zugrunde, daher hat die Auswertung der lipidnormierten Werte lediglich einen orientierenden Charakter. Ausgewählte Schadstoffe werden auch als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe repräsentieren die jeweiligen Schadstoffgruppen. Im Jahr 2017 und 2018 erfolgte eine Beprobung der Pfeffermuschel im Mai und im September. Im Mai 2017 konnten jedoch nicht ausreichend Pfeffermuscheln für die Laboranalysen gewonnen werden. Dies betraf alle Untersuchungsgebiete einschließlich der weit entfernten Referenzgebiete, so dass ein Einfluss der Baggergutverbringung auf das geringe Vorkommen der Pfeffermuscheln zu diesem Zeitpunkt ausgeschlossen werden kann. Wahrscheinlich sind natürliche Schwankungen der Pfeffermuschelpopulation für das geringe Vorkommen im Mai 2017 verantwortlich. Untersuchungen weisen auf die Möglichkeit eines vierjährigen Zyklus beim Auf- und Abbau der Pfeffermuschelpopulationen hin (E3 Kurzbericht der HPA 1. Halbjahr 2017). Im Jahr 2017 liegen Bioakkumulationsergebnisse daher nur für den September 2017 vor.

Tabelle 4.7-7 Anzahl Individuen, Einwaage und Parallelen für die Bestimmung der Pfeffermuscheln in den Jahren 2017 und 2018

		1-km	1,5-km	2-km	6-km	Referenz
Sept 17	Anzahl	1892	1397	1505	1638	2030
	Einwaage ¹	2,0 – 2,5	1,8 – 1,9	2 – 2,4	2,3 – 2,4	2,5 – 2,8
	Gewicht/Tier ²	20	14	16	19	16
	Parallelen	6	5	5	5	6
	Lipidgehalt ³	4,2	4,1	4,6	3,7	4,2
Mai 18	Anzahl	2476	1748	1984	1936	1981
	Einwaage ¹	2,8 – 3,1	2,1 – 2,7	2,5	1,8 – 2,5	2,5
	Gewicht/Tier ²	30	24	25	26	23
	Parallelen	7	5	6	6	6
	Lipidgehalt ³	8,0	8,3	8,1	7,8	7,9
Sept 2018	Anzahl	1955	1982	2101	2204	2067
	Einwaage ¹	2,4 – 2,5	2,5	2,8	2,5	2,6 – 3,0
	Gewicht/Tier ²	28	21	23	24	21
	Parallelen	6	6	6	7	6
	Lipidgehalt ³	4,1	4,2	4,4	4,2	3,9

¹ Einwaage pro Parallele für chlororganische Parameter in g

² Mittleres Trockensubstanzgewicht pro Tier pro Gebiet in mg

³ Lipidgehalt in Gew.% Trockensubstanz

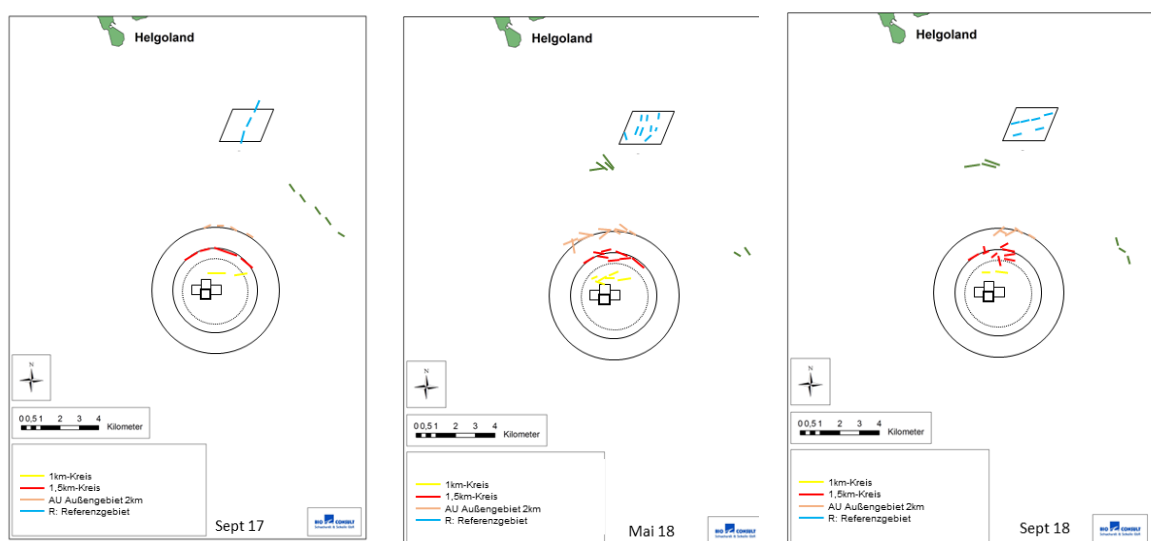


Abbildung 4-52 Dredgenzüge zur Probenahme von Pfeffermuscheln in den Jahren 2017-2018, Karten nach BioConsult (2018c) verändert.

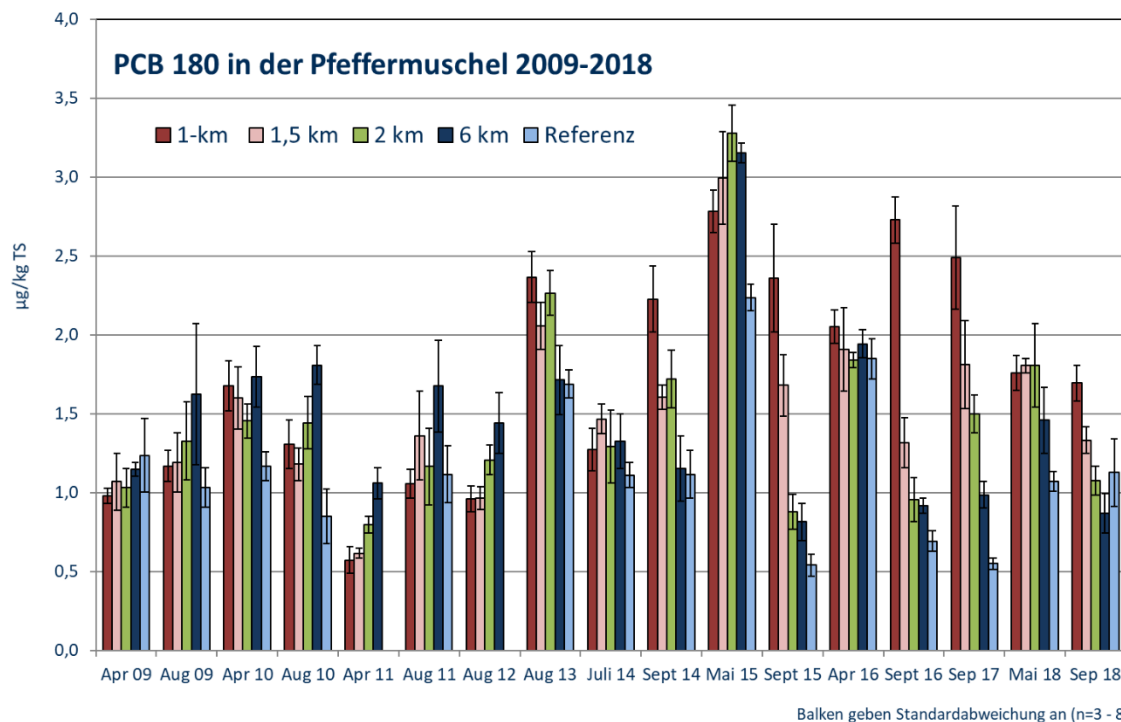


Abbildung 4-53 Belastung der Pfeffermuschel mit PCB 180 von 2009 bis 2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz).

b) Gebietsvergleich

In der nachfolgenden Betrachtung sowie im statistischen Vergleich werden alle untersuchten Gebiete pro Termin miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen (Signifikanzniveau $\alpha < 0,05$). In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Für die Auswertung werden der 6-km-Kreis sowie das Referenzgebiet 1 als Referenzgebiete gewertet. Da die Unterschiede (Alter, Fettgehalt, Größe) pro Termin in den Populationen der einzelnen Teilgebiete zusammen mit der geringen Variabilität der Parallelproben eines Gebietes (Poolen einer hohen Anzahl von Tieren pro Probe) bei einem Vergleich der Proben eines Termin leicht zu signifikanten Unterschieden zwischen den Gebieten führen, ohne dass hierfür eine externe Ursache wie die Baggergutverbringung verantwortlich sein muss, wird auch die Hintergrundbelastung der Pfeffermuschel über den Verlauf der Zeit mit in die Auswertung einbezogen. Als signifikant im Sinne des Einvernehmens sind nach Absprache in der Monitoring-AG demnach Werte aus dem 1-km-, dem 1,5-km- und dem 2-km-Kreis zu betrachten, die zum einen pro Termin im Schadstoffgehalt signifikant oberhalb der beiden Referenzgebiete liegen und deren Werte zum anderen auch oberhalb des Hintergrundgehaltes liegen. Der Hintergrundgehalt ist definiert als die Spanne der Werte, die über die Gesamtzeit in den Referenzgebieten ermittelt wurde. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung der Nordseesedimente darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten sowie der Hintergrundbelastung bieten Tabelle 4.7-8, Tabelle 4.7-9 und Tabelle 4.7-10.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Stoffgehalte der PCB Kongenere 101-180 im **September 2017** in den Pfeffermuscheln im 1-km-Kreis etwas höher liegen als in den Referenzgebieten (Ab-

bildung 4-53). Im direkten statistischen Vergleich sind die Unterschiede zu beiden Referenzgebieten für die genannten Kongenere signifikant. Die Gehalte liegen jedoch deutlich innerhalb des Hintergrunds. Werden die Gehalte auf Lipid normiert, bestehen nur für PCB 180 signifikante Anreicherungen gegenüber beiden Referenzgebieten. Die Gehalte im 1-km-Kreis liegen hierbei oberhalb des Hintergrunds, so dass hier eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung für den 1-km-Kreis vorliegt (Tabelle 4.7-8).

Tabelle 4.7-8: Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel in Bezug zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 und 6-km-Kreis) und Hintergrund für Sept 2017.

Parameter	TS 1-km	TS 1,5-km	TS 2-km	Lipid 1-km	Lipid 1,5-km	Lipid 2-km
Cd	n.s.	n.s.	n.s.			
Cu	n.s.	n.s.	n.s.			
Hg	n.s.	n.s.	n.s.			
Pb	n.s.	n.s.	n.s.			
Zn	n.s.	n.s.	n.s.			
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
aHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
bHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
gHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDE	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
ppDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DDX	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
OCS	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
HCB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fluoranthen	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Benz(a)pyren	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz in Bezug zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung, TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis.

Für die Metalle werden im September 2017 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt. Für Kupfer wird im statistischen Vergleich ein signifikanter Gebietsunterschied zwischen dem 2-km-Kreis und den beiden Referenzgebieten festgestellt. Die Kupfergehalte liegen jedoch deutlich innerhalb des Hintergrunds, eine baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet ist daher hier nicht festzustellen (Abbildung 4-54). Auch die Gehalte der Metalle Cadmium, Blei, Zink und Quecksilber liegen in den Pfeffermuscheln im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-55, Abbildung 4-56).

Bei den chlororganischen Verbindungen wird für pp-DDE (Abbildung 4-57) eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im 1-km-Kreis festgestellt (TS und Lipid: $p < 0,001$). Werden die Daten auf die Basis Lipid bezogen, gilt dies auch für OCS und op-DDD (beide $p < 0,001$). Insgesamt liegen die mittleren Gehalte der Chlororganika im 1-km-Kreis im September 2017 wieder auf einem geringeren Niveau als die mittleren Gehalte aus dem September 2016 wie für die Summe der DDT-Verbindungen und HCB zu sehen ist (Abbildung 4-58 und Abbildung 4-59).

Bei den untersuchten PAK Fluoranthen und Benz(a)pyren (Abbildung 4-60) sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet festzustellen. Die vorliegenden Umweltqualitätsnormen (UQN) werden eingehalten (Kapitel XXX).

Im September 2017 treten bei keinem Parameter signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Außengebiet auf (Tabelle 4.7-8).

Tabelle 4.7-9: Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel in Bezug zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 und 6-km-Kreis) sowie zur Hintergrundbelastung für Mai 2018

Parameter	TS 1-km	TS 1,5-km	TS 2-km AU	Lipid 1-km	Lipid 1,5-km	Lipid 2-km
Cd	n.s.	n.s.	n.s.			
Cu	n.s.	n.s.	n.s.			
Hg	n.s.	n.s.	n.s.			
Pb	n.s.	n.s.	n.s.			
Zn	n.s.	n.s.	n.s.			
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
aHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
bHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
gHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDE	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDD	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DDX	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
OCS	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
HCB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fluoranthen	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Benz(a)pyren	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz, Unterlegung in rot: signifikant angereichert, in Bezug zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung. TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis.

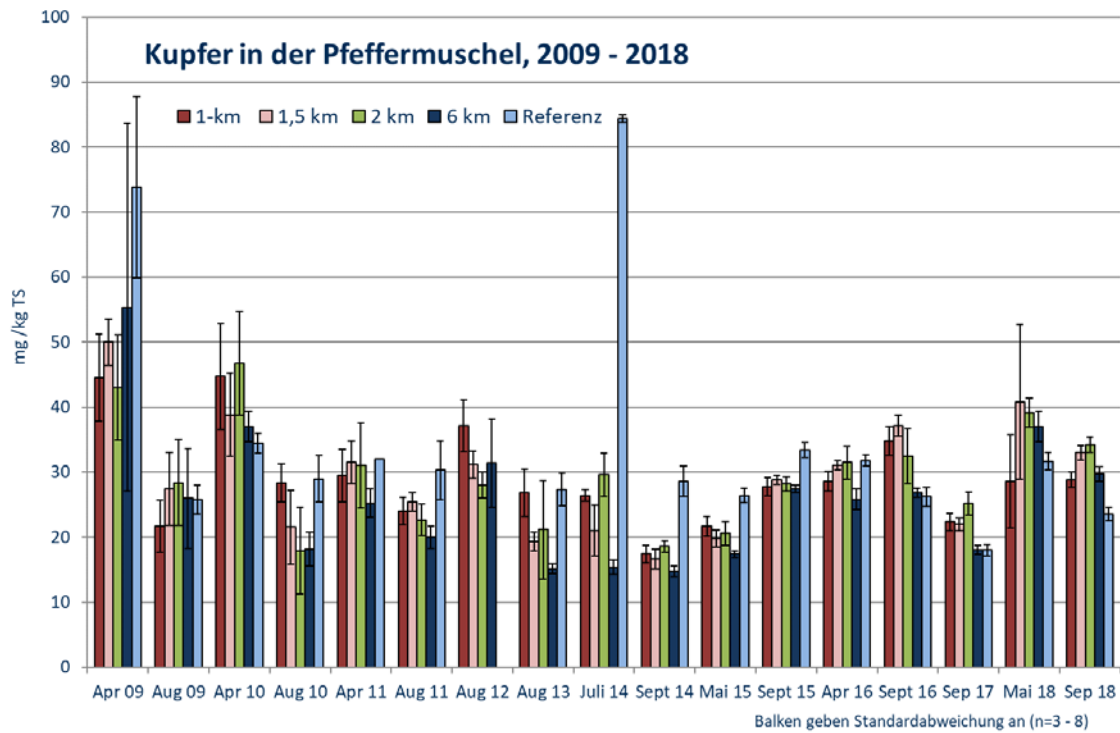


Abbildung 4-54: Belastung der Pfeffermuschel mit Kupfer (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

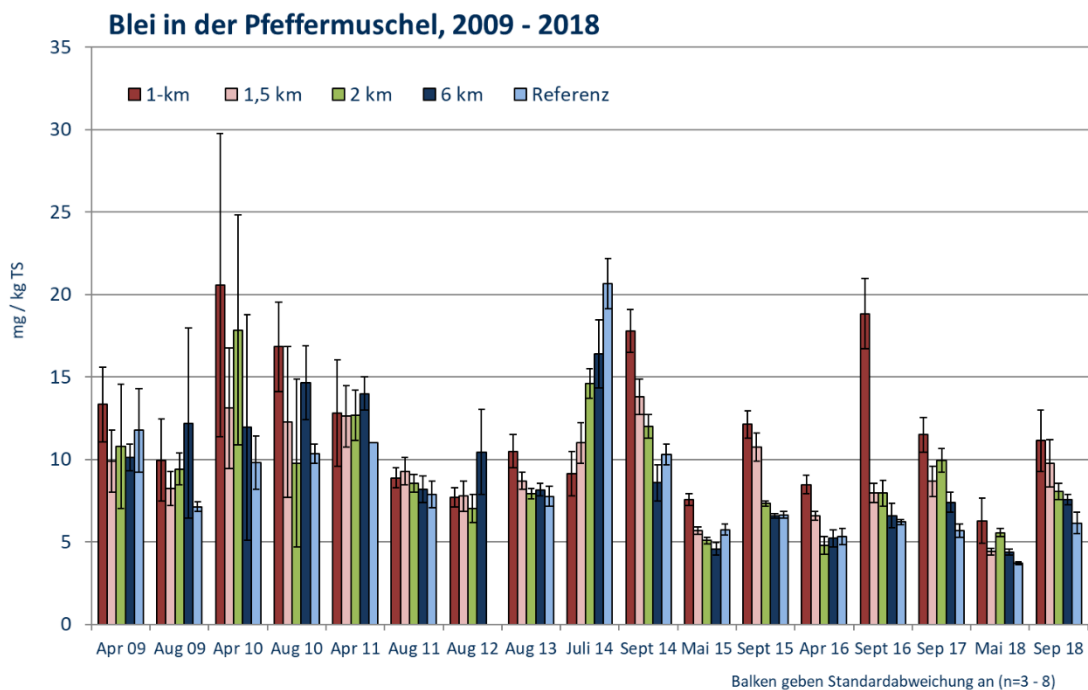


Abbildung 4-55 Belastung der Pfeffermuschel mit Blei (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

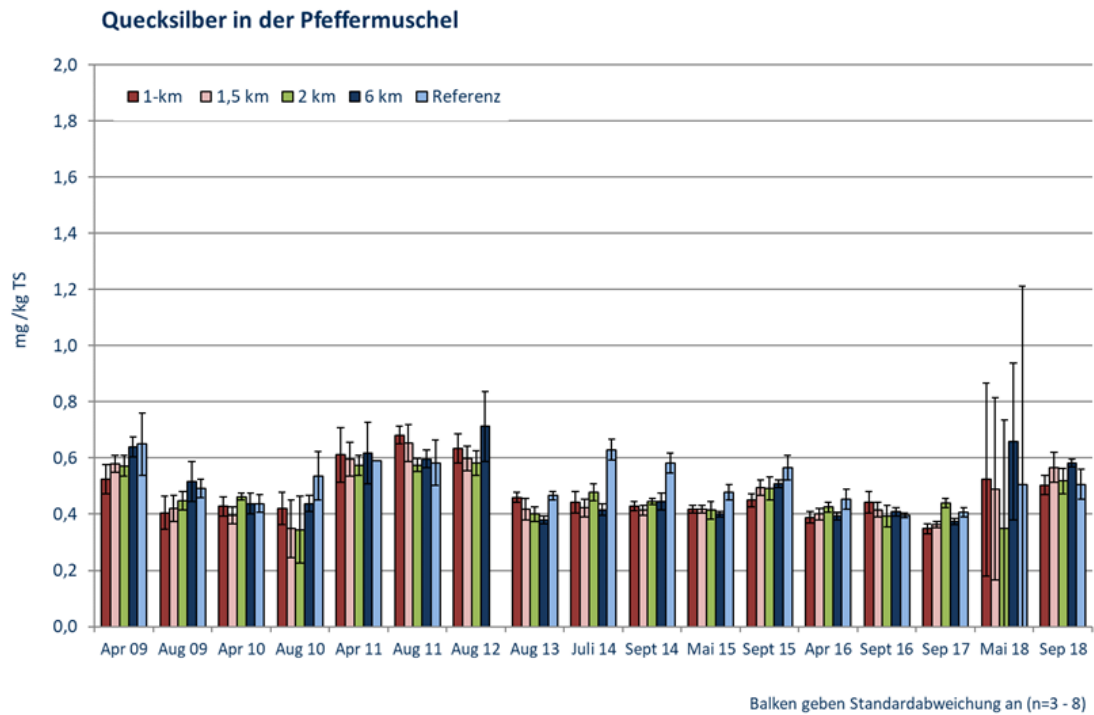


Abbildung 4-56 Belastung der Pfeffermuschel mit Quecksilber (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

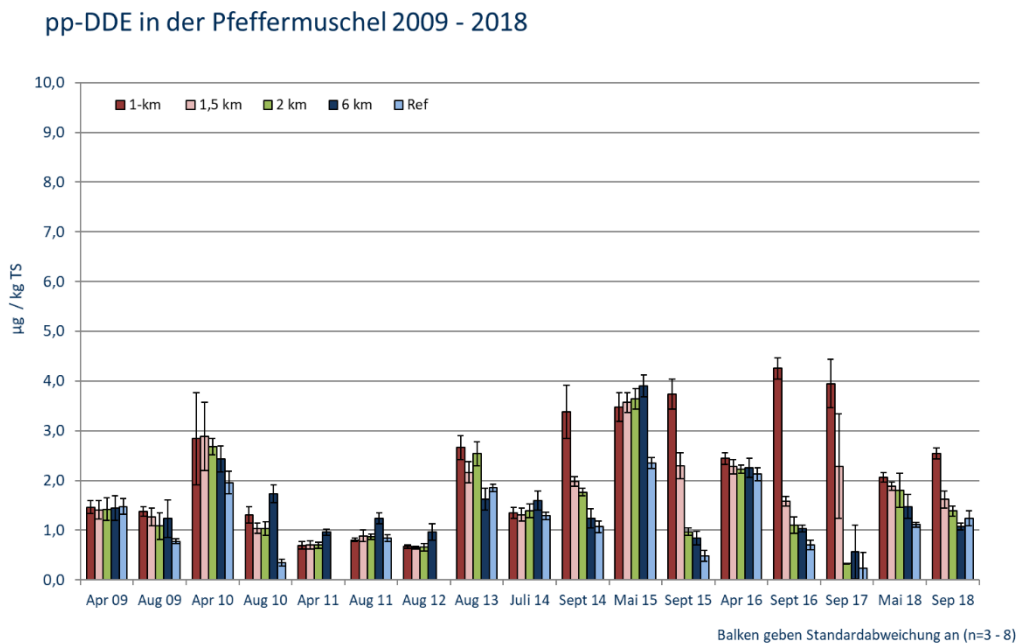


Abbildung 4-57 Belastung der Pfeffermuschel mit pp-DDE (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

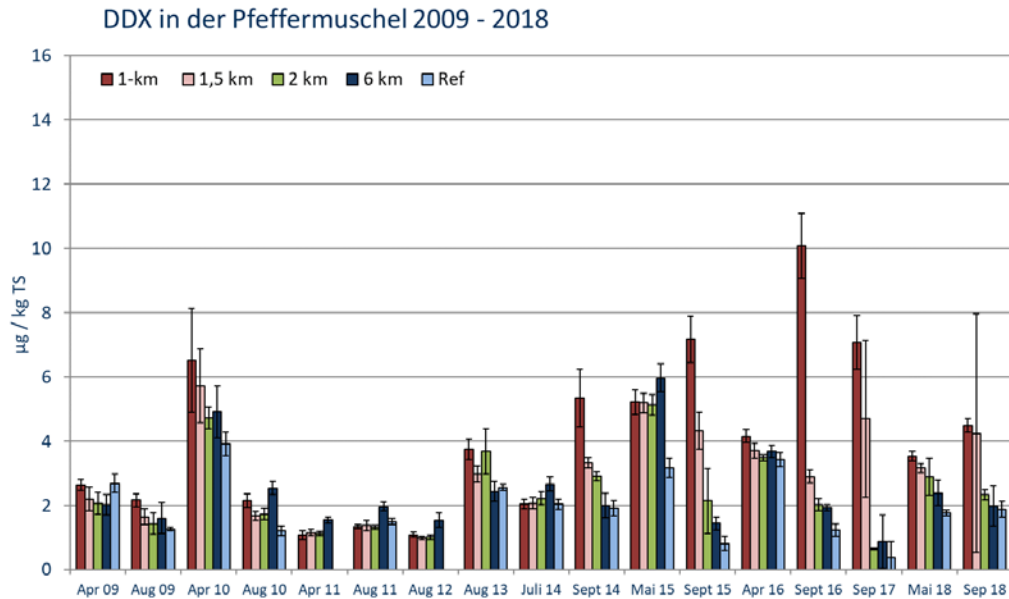
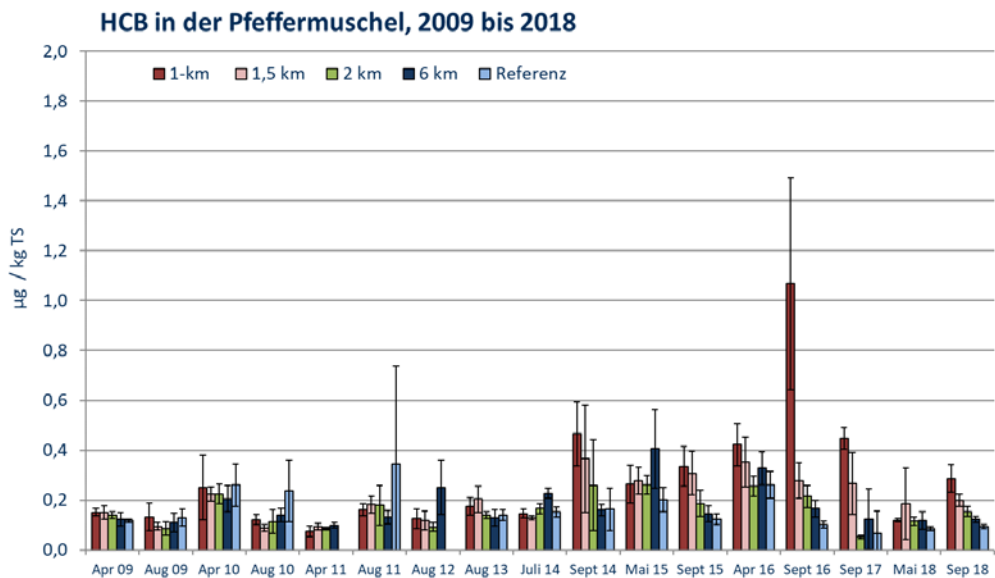


Abbildung 4-58 Belastung der Pfeffermuschel mit der Summe der DDT-Verbindungen (Bezugsbasis: Trockensubstanz)



Balken geben Standardabweichung an (n=3 - 8)

Abbildung 4-59 Belastung der Pfeffermuschel mit HCB (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

Im **Mai 2018** werden für die Stoffgehalte der PCB Kongenere in den Pfeffermuscheln keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festgestellt (Tabelle 4.7-9) und die Gehalte im Einbringbereich (1-km-Kreis und 1,5-km-Kreis) liegen innerhalb des Hintergrunds der beiden Referenzgebiete (Abbildung 4-53).

Die Stoffgehalte der Metalle zeigen ebenfalls keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet an. Die Gehalte liegen auf dem Niveau der vorangehenden

Untersuchungen (Abbildung 4-54, Abbildung 4-55). Für Quecksilber wird im Vergleich zu den vorangehenden Kampagnen im Mai 2018 eine höhere Variabilität der Messwerte festgestellt (Abbildung 4-56). Hinweise auf einen Zusammenhang mit der Baggergutverbringung bestehen nicht, hingegen treten die höchsten mittleren Gehalte im 6-km-Kreis auf.

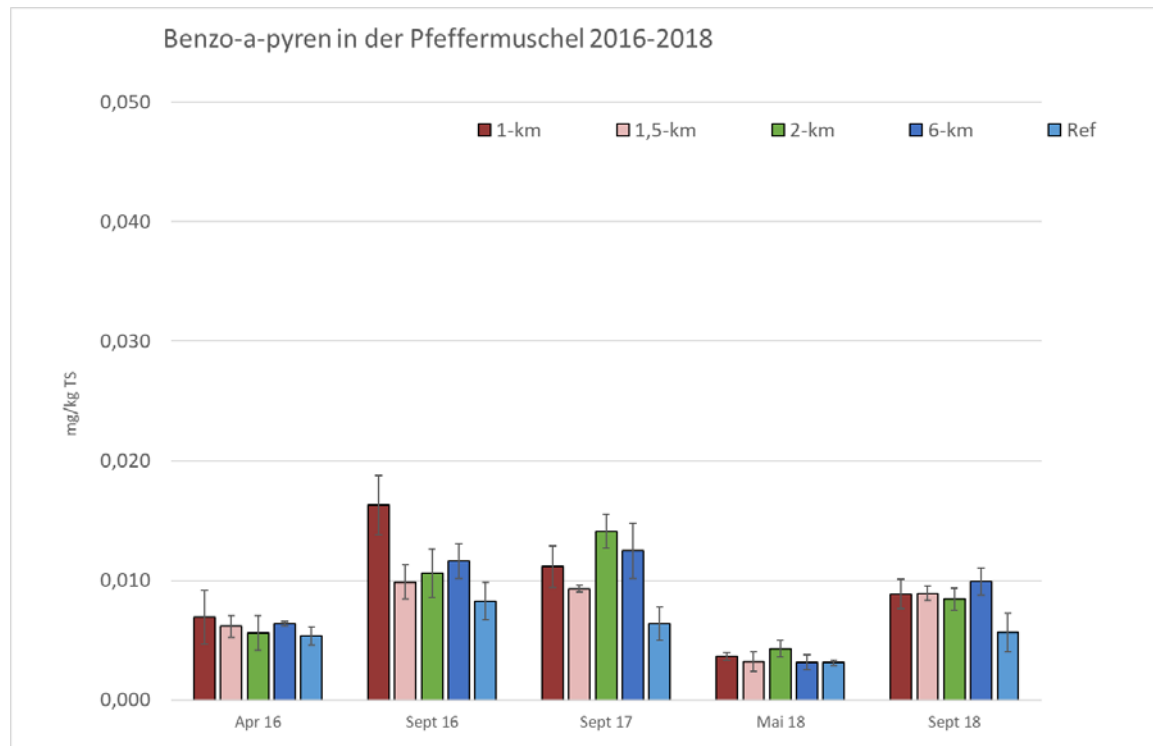


Abbildung 4-60 Belastung der Pfeffermuschel mit Benz(a)pyren (Bezugsbasis: Trockensubstanz)

Bei den chlororganischen Verbindungen werden im direkten statistischen Vergleich für op-DDD, pp-DDD (beide $p < 0,0001$), die Summe aller DDT-Verbindungen ($p < 0,001$) sowie OCS ($p < 0,0001$) signifikant höhere Gehalte im 1-km-Kreis als in Referenzgebiet 1 und dem 6-km-Kreis festgestellt. Alle Werte liegen jedoch innerhalb des Hintergrunds (Abbildung 4-58) daher ist von einer signifikanten baggergutbedingten Anreicherung im Mai 2018 nicht auszugehen.

Bei den untersuchten PAK Fluoranthen und Benz(a)pyren (Abbildung 4-60) sind im Mai keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet festzustellen. Die vorliegenden UQN werden eingehalten.

Im Mai 2018 treten keine signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen im Einbring- oder im Außengebiet auf (Tabelle 4.7-9).

Für **September 2018** liegen die Gehalte der PCB Kongenere 101, 118, 138 und 180 (Bezugsbasis Trockensubstanz) in den Pfeffermuscheln im 1-km-Kreis signifikant höher als im 6-km-Kreis aber auf einem vergleichbaren Niveau zu Referenzgebiet 1. Für PCB 180 liegen die Gehalte im 1,5-km-Kreis ebenfalls signifikant höher als im 6-km-Kreis. Insgesamt liegen die Gehalte der PCB Kongenere innerhalb des Hintergrunds, (Abbildung 4-53), signifikante baggergutbedingte Anreicherungen sind nicht festzustellen (Tabelle 4.7-10).

Tabelle 4.7-10 : Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation in der Pfeffermuschel in Bezug zu den Referenzgebieten (Referenzgebiet 1 und 6-km-Kreis) sowie zur Hintergrundbelastung für September 2018

Parameter	TS 1-km	TS 1,5-km	TS 2-km AU	Lipid 1-km	Lipid 1,5-km	Lipid 2-km
Cd	n.s.	n.s.	n.s.			
Cu	n.s.	n.s.	n.s.			
Hg	n.s.	n.s.	n.s.			
Pb	n.s.	n.s.	n.s.			
Zn	n.s.	n.s.	n.s.			
PCB7	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB28	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB52	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB101	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB118	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB138	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB153	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
PCB180	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
aHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
bHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
gHCH	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
opDDE	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
ppDDE	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
opDDD	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
ppDDD	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
opDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
ppDDT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
DDX	n.s.	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
OCS	Sign. ↑	n.s.	n.s.	Sign. ↑	n.s.	n.s.
HCB	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Fluoranthen	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Benz(a)pyren	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Unterlegung in grau: keine Signifikanz, Unterlegung in rot: signifikant angereichert, in Bezug zu beiden Referenzgebieten und zur Hintergrundbelastung. TS: Trockensubstanz als Bezugsbasis, Lipid: Lipid als Bezugsbasis.

Bei den Metallen liegen die Stoffgehalte von Blei und Zink im 1-km-Kreis signifikant höher als im 6-km-Kreis und im Referenzgebiet 1 (Pb und Zn: $p < 0,0001$). Beide Metalle liegen im September 2018 innerhalb der Spanne der Hintergrundbelastung, eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung ist somit nicht gegeben (Abbildung 4-55). Die Metalle Cadmium, Kupfer und Quecksilber liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-54, Abbildung 4-56).

Im September 2018 zeigen die Stoffgehalte der chlororganischen Verbindungen op-DDD, pp-DDD, op-DDE (alle drei $p < 0,001$), pp-DDE ($p < 0,0001$), die Summe aller DDT-Verbindungen ($p < 0,001$, Abbildung 4-57, Abbildung 4-58) und HCB ($p < 0,0001$, Abbildung 4-59) eine signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis gegenüber beiden Referenzgebieten. Für die auf Trockensubstanz normierten Gehalte liegen die Werte innerhalb des Hintergrunds, die Lipid normierten Gehalte liegen oberhalb des Hintergrunds (Tabelle 4.7-10). Für OCS wird ebenfalls eine signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis gegenüber beiden Referenzgebieten festgestellt, die sowohl für die auf Trockensubstanz, als auch für die auf Lipid bezogenen Gehalte oberhalb des Hintergrunds liegt und somit eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung im 1-km-Kreis festzustellen ist ($p < 0,0001$ für TS und Lipid, Tabelle 4.7-10).

Bei den untersuchten PAK Fluoranthen und Benz(a)pyren (Abbildung 4-60) sind keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbring- oder Außengebiet für September 2018 festzustellen. Die vorliegenden UQN werden eingehalten.

Eine baggergutbedingte, signifikante Anreicherung außerhalb des Einbringbereichs wird im 2-km-Kreis im September 2018 für keinen Parameter festgestellt (Tabelle 4.7-10).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

In den Kampagnen, die im September durchgeführt wurden und die die Verbringung begleiten, werden bei den Pfeffermuscheln signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen einzelner chlororganischer Verbindungen (PCB180, OCS, op-DDE, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD, Summe DDT) im 1-km-Kreis hauptsächlich für die auf Lipid normierte Gehalte festgestellt. Während im September 2016 ein Allzeitmaximum für op-DDD, pp-DDD, op-DDE, pp-DDE, OCS, HCB und Cadmium festgestellt wurde (E3 Jahresbericht der HPA 2016), liegen die Gehalte ab 2017 jedoch wieder auf einem niedrigeren Niveau (Abbildung 4-57, Abbildung 4-58, Abbildung 4-59).

Im Mai 2018 werden für keinen Parameter signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen im Einbringbereich festgestellt und die Stoffgehalte aller Parameter liegen in allen Gebieten auf einem vergleichbaren Niveau. Dies zeigt, dass die im September 2017 festgestellten signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen in den Pfeffermuscheln keine länger anhaltenden Effekte durch die Baggergutverbringung darstellen.

In den Jahren 2017-2018 ist zu keiner Zeit bei keinem Parameter im 2-km-Kreis eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung abzuleiten. Eine signifikante, baggergutbedingte Bioakkumulation außerhalb des Einbringbereichs liegt damit für die Jahre 2017 bis 2018 nicht vor.

4.7.3 Bioakkumulation in der Kliesche

Die Fischart Kliesche (*Limanda limanda*) ist ein am Boden lebender Plattfisch, der sich von benthischen, wirbellosen Organismen wie Schnecken, Muscheln und Seeigeln ernährt. Die Kliesche wurde als Organismus für das Bioakkumulationsmonitoring an Fischen ausgewählt, da sie zu den Fischarten gehört, die relativ häufig in den Fängen im Untersuchungsgebiet angetroffen werden. Außerdem wird die Kliesche auch im Monitoring des BLMP beprobt, so dass Vergleichsdaten vorliegen. Ein weiterer Vorteil bei dieser Fischart ist, dass die Kliesche im Vergleich zu anderen Arten relativ ortstreu ist.

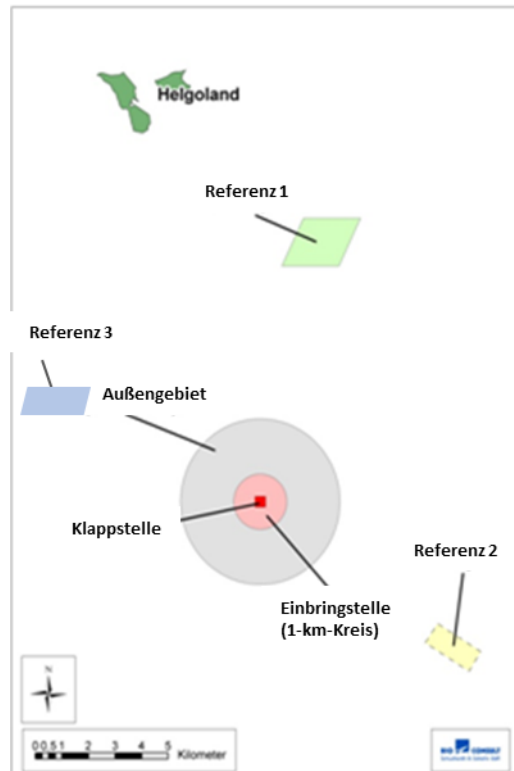


Abbildung 4-61 Untersuchungsgebiete für das Klieschen- und Schollenmonitoring. Referenzgebiet 3 wurde ausschließlich im Frühjahr 2019 für das Klieschenmonitoring beprobt.

a) Probennahme

Die Beprobung der Kliesche wird seit 2009 jeweils im Herbst durchgeführt. Für die Analysen werden, bis auf wenige Ausnahmen, weibliche Tiere untersucht, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. In der Verbringpause zwischen 2010 und 2014 wurde im Jahr 2012 keine Befischung der Kliesche durchgeführt.

Die Untersuchungen wurden im Laufe des Monitorings sukzessiv erweitert. So werden seit 2011 nicht mehr nur 30, sondern 45 Klieschen der Größenklasse 19-25 cm gesammelt. Von den gesammelten Klieschen wird das Lebergewebe von meist drei Tieren vereinigt, um ausreichend Material für die Analysen zu erhalten. Abweichend davon wurden im Jahr 2018 pro Probe 2-4 Lebern vereinigt, um eine ausreichend große Probenmenge und Anzahl zu generieren. Insgesamt werden so seit 2011 15 Proben pro Gebiet untersucht. Neben den Untersuchungen an den Lebern wird seit

Tabelle 4.7-11 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2017

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	ns	ns		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	ns	ns		
Zn	ns	ns		
MBT	ns	ns		
DBT	Sign. ↑	ns		
TBT	ns	ns		
TeBT	ns	ns		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	ns	ns	ns	ns
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	ns	ns	ns	ns
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	ns	ns	ns	ns
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

2011 auch die Bioakkumulation im Muskelgewebe der Klieschen überprüft. Zunächst wurden hierfür fünf Proben pro Gebiet verwendet, im Jahr 2016 wurde die Anzahl der Muskelproben von 5 auf 10 pro Gebiet erhöht, um eine verbesserte statistische Auswertung zu ermöglichen.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt für die Schwermetalle und die zinnorganischen Verbindungen bezogen auf die Trockensubstanz (TS) und für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen in den Lebern zusätzlich auf den Lipidgehalt. Aufgrund der geringeren Lipidgehalte werden die organischen Schadstoffe in den Muskelproben ebenfalls ausschließlich auf die Trockensubstanz bezogen ausgewertet. Die Analysen finden an Klieschen aus den vier Gebieten Einbringstelle (1-km-Kreis), Außengebiet (2- bis 3-km), Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-61) statt. Für das Teilgebiet Einbringstelle werden die Klappzentren Ost und Süd sowie der 1-km-Kreis um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost als Überschneidungsbereich zusammengefasst beprobt. Seit dem neu erteilten Einvernehmen zur Baggergutverbringung nach E3 vom April 2016 entspricht eigentlich nicht mehr der 1-km- sondern der 1,5-km-Kreis um die Zentralkoordinate des Klappzentrums Ost und der Überlappungsbereich mit dem 1-km-Kreis um die Zentrumskoordinate West dem Einbringbereich. Um die Kontinuität mit den vorangehenden Untersuchungen zu wahren, wurde in den Jahren 2017 und 2018 auch weiterhin der 1-km-

Kreis beprobt, der im Folgenden als „Einbringstelle“ bezeichnet wird. Eine gesonderte Beprobung des 1,5-km-Kreises erfolgte, wie auch in den vergangenen Jahren, nicht.

Ausgewählte Schadstoffe werden als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die jeweiligen Schadstoffgruppen.

Zusätzlich zur gängigen Bioakkumulationsuntersuchung der Kliesche im Herbst 2018 wurde eine Beprobung im Frühjahr 2019 durchgeführt, um die Ergebnisse aus dem Herbst besser einordnen zu können. Es wurden ausschließlich die chlororganischen Schadstoffe (PCB, DDX, HCB, OCS) in Leberproben untersucht. Die Beprobung fand hier abweichend von den Herbst-Beprobungen nicht in Referenzgebiet 2 sondern in Referenzgebiet 3 statt (Abbildung 4-61).

Tabelle 4.7-12 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2018

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	ns	ns		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	ns	ns		
Zn	ns	ns		
MBT	ns	ns		
DBT	ns	ns		
TBT	ns	ns		
TeBT	ns	ns		
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	ns	ns	ns	ns
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	ns	ns	ns	ns
opDDE	ns	ns	Sign. ↑	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑	Sign. ↑
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	ns	ns	ns	ns
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant ($\alpha < 0,05$) wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede ($\alpha < 0,05$) zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle sowie dem Außengebiet in Bezug zu den beiden Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung

aufzutreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten bieten Tabelle 4.7-11, Tabelle 4.7-12, Tabelle 4.7-13, Tabelle 4.7-14 und Tabelle 4.7-15.

Im Jahr 2017 liegen die Stoffgehalte der PCB-Kongeneren und der Metalle in den **Leberproben** der Kliesche im Bereich langjähriger Mittelwerte, baggergutbedingte Anreicherungen sind hier nicht abzuleiten (Abbildung 4-62, Abbildung 4-63).

Für die Metalle und die PCB Kongeneren sind damit keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen im Einbringbereich sowie im Außengebiet festzustellen (s. Tabelle 4.7-11).

Tabelle 4.7-13 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Frühjahr 2019**

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As				
Cd				
Cu				
Hg				
Pb				
Zn				
MBT				
DBT				
TBT				
TeBT				
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	ns	ns	ns	ns
bHCH	ns	ns	ns	ns
gHCH	ns	ns	ns	ns
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	ns	ns	ns	ns
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, Unterlegung in grün: signifikant abgereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

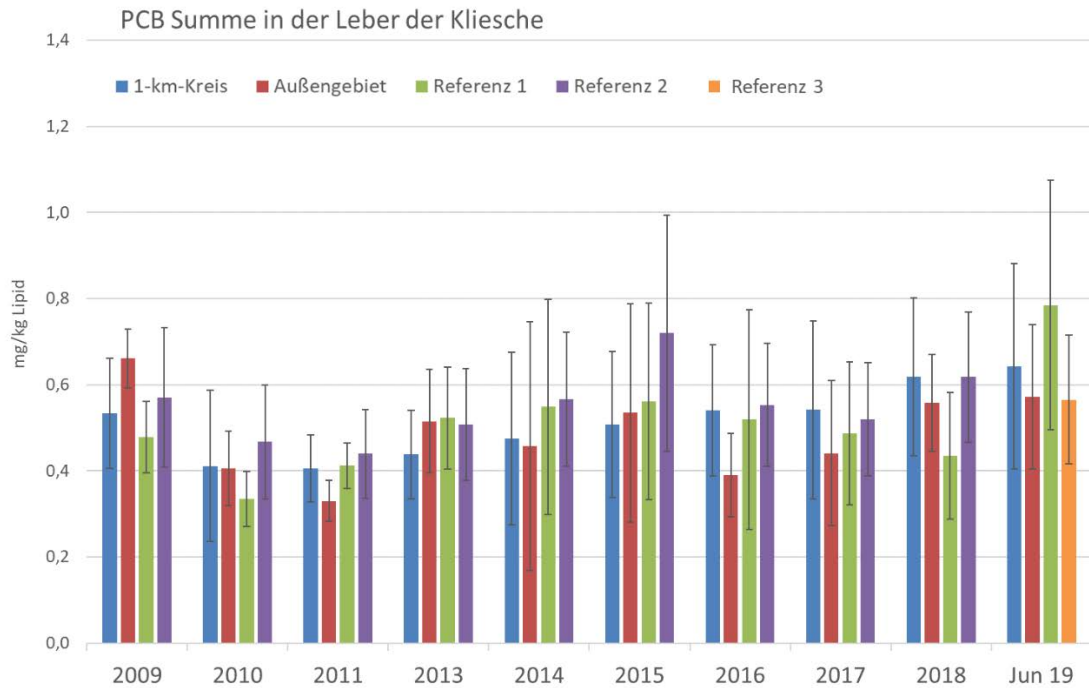


Abbildung 4-62 Mittlerer Gehalt der Summe der sieben PCB Kongenere im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

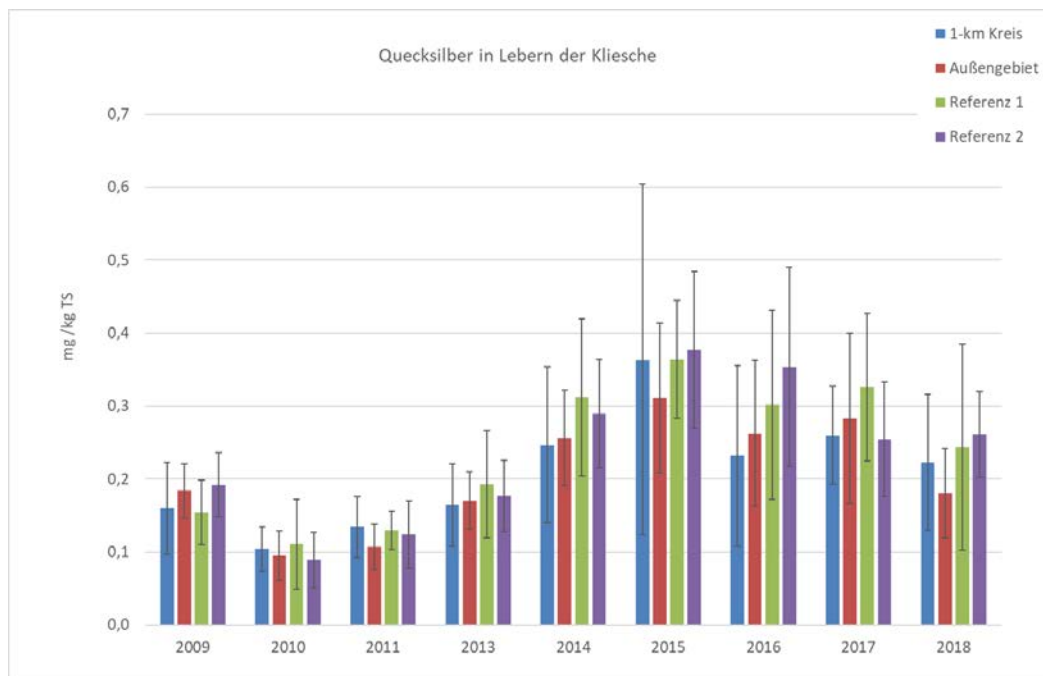


Abbildung 4-63 Mittlerer Quecksilbergehalt im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

In den Lebern der Kliesche zeigt die zinnorganische Verbindung DBT in 2017 (Abbildung 4-64) eine signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle in Bezug zu beiden Referenzgebieten und dem Außengebiet an ($p < 0,001$, bezogen auf TS). Die mittleren Gehalte auf der Einbringstelle liegen jedoch wieder niedriger als im Jahr 2016. Für MBT wird zwar eine Anreicherung auf der Einbringstelle in Bezug zum Referenzgebiet 2, nicht aber zu Referenzgebiet 1, festgestellt. Auch hier sind die mittleren Gehalte um knapp $1 \mu\text{g}/\text{kg}$ im Vergleich zu 2016 auf der Einbringstelle gesunken. Im Jahr 2017 werden erstmalig Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze in den Lebern der Klieschen für TeBT festgestellt (Abbildung 4-66). Dies wird für das Referenzgebiet 1 und die Einbringstelle festgestellt. Die Gehalte im Referenzgebiet 1 liegen signifikant höher als auf der Einbringstelle, im Außengebiet und im Referenzgebiet 2.

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Jahr 2017 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen festzustellen. Relativ gesehen liegen die mittleren Gehalte im 1-km-Kreis auf einem etwas höheren Niveau als in den anderen Gebieten (Abbildung 4-65). Statistisch gesehen sind die Gehalte von HCB und alpha-HCH in den beiden Referenzgebieten und im 1-km-Kreis signifikant höher als die Gehalte im Außengebiet (HCB: $p < 0,0001$, alpha-HCH: $p < 0,001$, TS und Lipid). Die Gehalte von pp-DDE, pp-DDD und die Summe der sechs DDT-Verbindungen (DDX) sind im 1-km-Kreis signifikant höher als im Außengebiet, bzw. für die auf Lipid normierten Parameter op-DDD (Abbildung 4-65), pp-DDD und OCS (TS und Lipid) im Vergleich zum Außengebiet und zu Referenzgebiet 1 (alle: $p < 0,01$). Insgesamt sind die mittleren Gehalte im 1-km-Kreis im Vergleich zum Jahr 2016 wieder etwas niedriger, wie anhand der DDX-Gehalte zu sehen ist (Abbildung 4-67).

Für keinen der untersuchten Stoffe wurde im Jahr 2017 eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung in den Lebern der Klieschen im Außengebiet festgestellt (s. Tabelle 4.7-11).

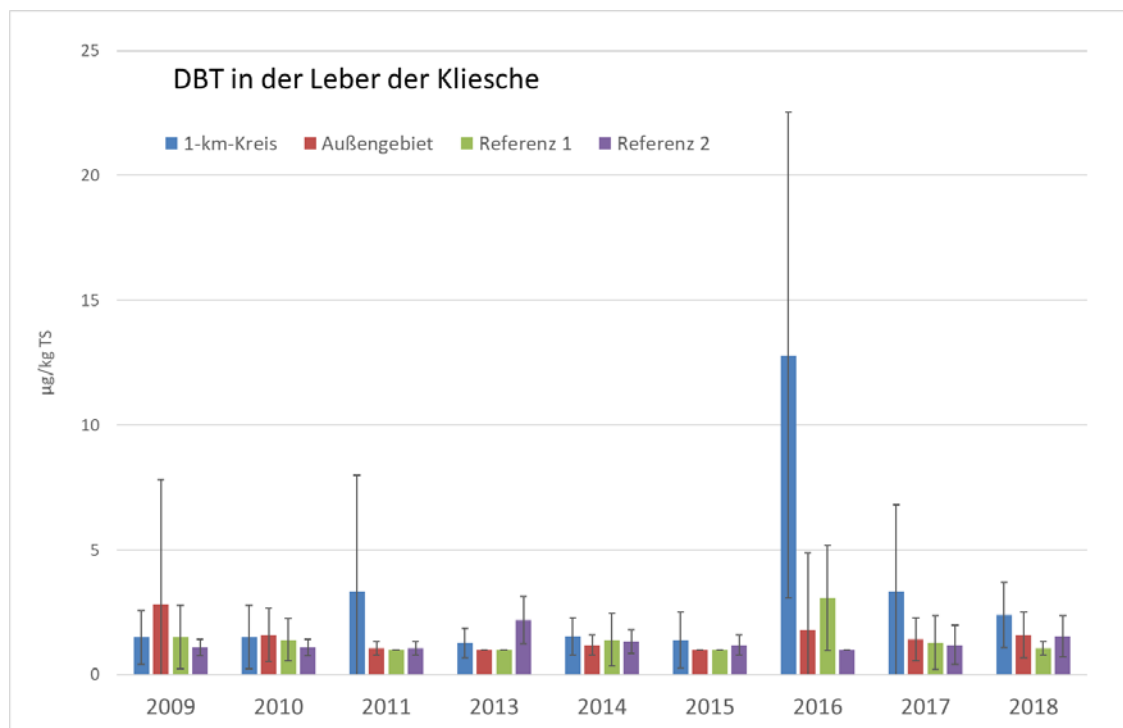


Abbildung 4-64 Mittlerer Gehalt von DBT im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

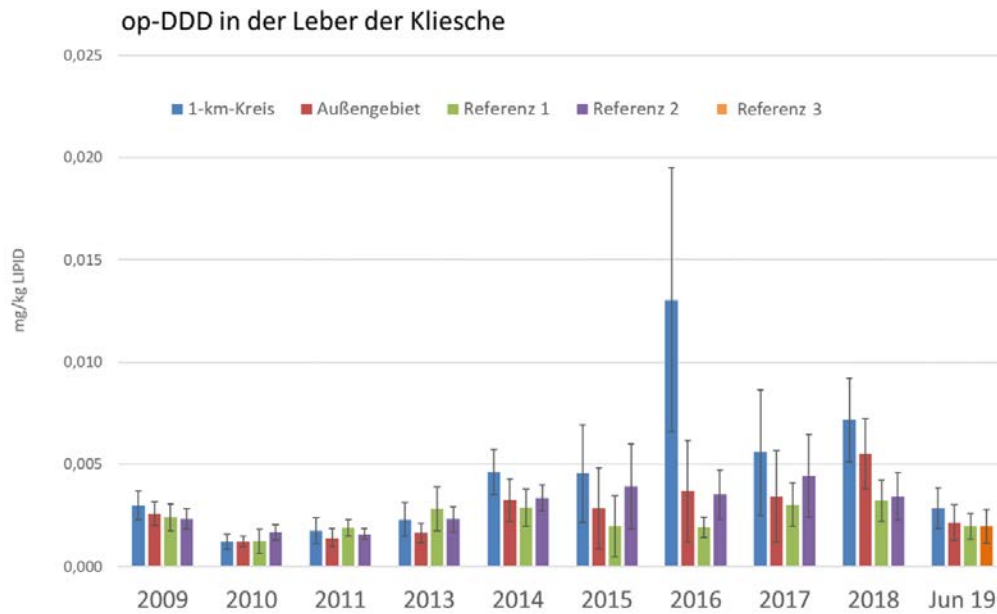


Abbildung 4-65 Mittlerer Gehalt von op-DDD im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

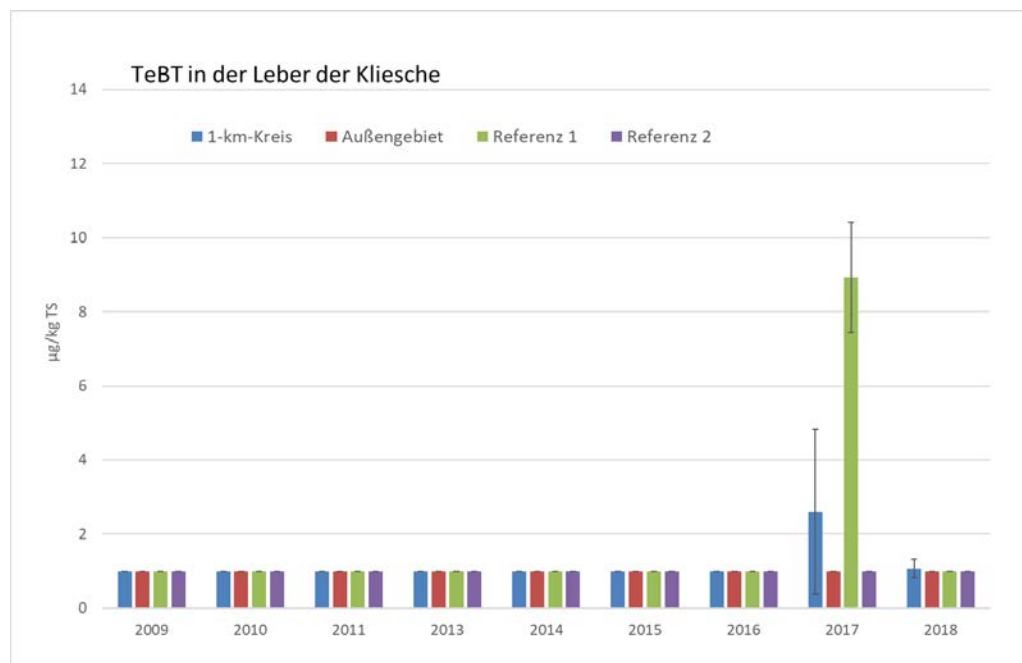


Abbildung 4-66 Mittlerer Gehalt von TeBT im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

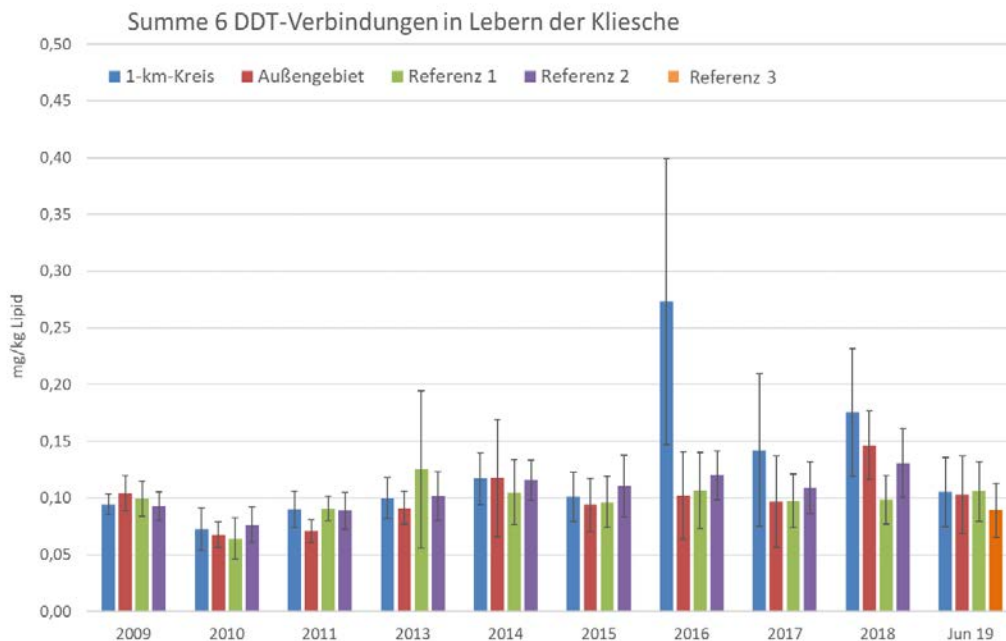


Abbildung 4-67 Mittlerer Gehalt der Summe der sechs DDT-Verbindungen im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Lipid)

Für die Stoffgehalte der PCB-Kongenere sind auch **im Jahr 2018** keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen in den **Leberproben** der Kliesche festzustellen (Tabelle 4.7-12) und die Gehalte liegen im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-62).

Bei den Metallen sind ebenfalls keine baggergutbedingten, signifikanten Anreicherungen abzuleiten. Für Kupfer liegen die Gehalte im Referenzgebiet 1 und im Außengebiet signifikant höher als im 1-km-Kreis, während die Gehalte von Quecksilber im Referenzgebiet 2 signifikant höher liegen als im Außengebiet (Abbildung 4-63). Für Blei liegen die Gehalte im 1-km-Kreis signifikant höher als im Referenzgebiet 2 aber nicht signifikant zu Referenzgebiet 1. Insgesamt liegen die Gehalte der Schwermetalle im Bereich langjähriger Mittelwerte (Abbildung 4-63).

Die mittleren Gehalte der zinnorganischen Verbindungen in den Klieschen liegen im Jahr 2018 auf einem vergleichbaren Niveau zum Jahr 2017 (Abbildung 4-64). Im 1-km-Kreis liegen die Stoffgehalte von MBT signifikant höher als im Außengebiet und in Referenzgebiet 1 und von DBT höher als in Referenzgebiet 1. Die Gehalte von TeBT liegen im Jahr 2018 wieder weitgehend unterhalb der Nachweisgrenze (Abbildung 4-66). Insgesamt werden für die zinnorganischen Verbindungen im Jahr 2018 keine signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringgebiet oder Außengebiet festgestellt.

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Jahr 2018 signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen in den Klieschenlebern im Einbringbereich festzustellen. Dies betrifft op-DDE auf Lipid normiert ($p < 0,0001$) sowie OCS und op-DDD (Abbildung 4-65) beide sowohl auf Trockensubstanz als auch auf Lipid bezogen (p jeweils $< 0,0001$). Für op-DDD besteht eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung ebenfalls im Außengebiet (Tabelle 4.7-12). Laut Maßgabe 2.13 ist eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet nicht zulässig. Da Klieschen trotz einer relativen Ortstreue mobile Organismen sind, ist eine Anreicherung im Außengebiet, das sich in ca.

einem Kilometer Entfernung dem Einbringgebiet anschließt, auch vor diesem Hintergrund zu bewerten. Bei einer Betrachtung der einzelnen Teilgebiete wird die signifikante Anreicherung im Außengebiet nicht für den gesamten 2-km-Kreis ermittelt, sondern gilt für einzelne Teilbereiche. Um zu überprüfen, ob eine Maßgabenverletzung im Sinne des Einvernehmens mit Schleswig-Holstein vorliegt und längerfristige Wirkeffekte der Baggertgutverbringung im Außengebiet nachweisbar sind, wurden im **Frühjahr 2019** zusätzliche Befischungen und Untersuchungen an der Kliesche durchgeführt. Dafür wurden aus dem 1-km-Kreis, dem Außengebiet, dem Referenzgebiet 1 und dem Referenzgebiet 3 (Abbildung 4-61) Klieschenlebern präpariert und auf organische Schadstoffe untersucht. Die Analysen zeigen, dass bei keinem Parameter signifikante, baggertgutbedingte Anreicherungen im 1-km-Kreis oder im Außengebiet festgestellt werden können (Tabelle 4.7-13). Die mittleren Gehalte der DDT-Verbindungen im Frühjahr 2019 im Einbring- und Außengebiet liegen zudem auf einem niedrigeren Niveau, als die mittleren Gehalte der Fischlebern der Gebiete aus der Kampagne 2018 (Abbildung 4-67). Eine Maßgabenverletzung liegt daher trotz einer temporären signifikanten Anreicherung von op-DDD in den Klieschenlebern aus dem Außengebiet im Herbst 2018 nicht vor.

In den **Muskelproben der Klieschen aus den Jahren 2017 und 2018** liegen, wie auch schon in den Vorjahren (E3 Jahresbericht der HPA 2016), die Mehrzahl der untersuchten Parameter (PCB28, PCB52, HCB, alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH, OCS, op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, Blei, Cadmium, MBT, DBT, TBT und TeBT) unterhalb der Nachweisgrenze. Im Jahr 2018 sind Gebietsunterschiede nur für Zink festzustellen. Hier liegen die Gehalte im 1-km-Kreis signifikant höher als im Außengebiet und in Referenzgebiet 1 aber nicht als in Referenzgebiet 2. Für alle weiteren untersuchten Parameter (PCB101, PCB118, PCB153, PCB180, PCB Summe 7, pp-DDE, pp-DDD, die Summe der DDT-Verbindungen, Arsen, Kupfer und Quecksilber (Abbildung 4-69) wurden in beiden Jahren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten ermittelt (Tabelle 4.7-14, Tabelle 4.7-15). Hinweise auf eine baggertgutbedingte Anreicherung von Schadstoffen auf der Einbringstelle oder im Außengebiet in den Klieschenmuskeln sind damit in den Jahren 2017 und 2018 nicht abzuleiten.

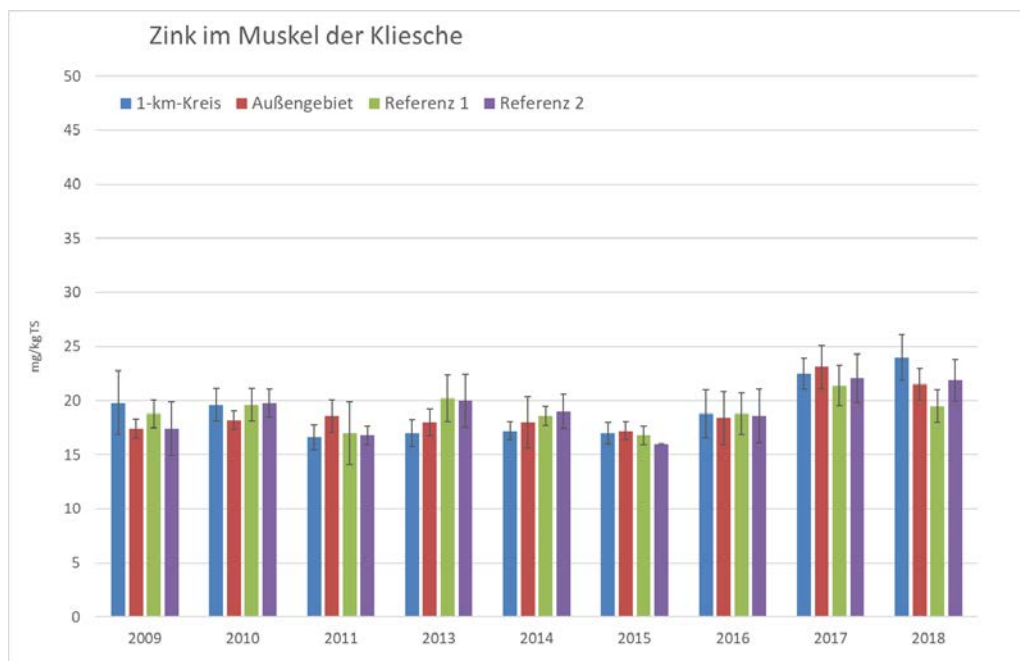


Abbildung 4-68 Mittlerer Zinkgehalt im Klieschenmuskel (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Quecksilber im Muskel der Kliesche

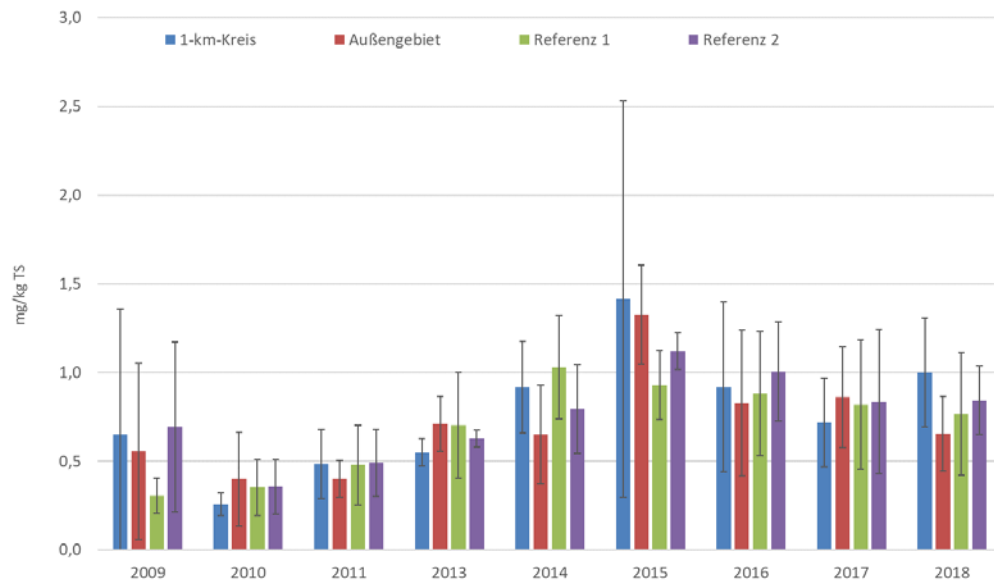


Abbildung 4-69 Mittlerer Quecksilbergehalt im Muskelgewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Tabelle 4.7-14 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2017

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	BG	BG		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG		
PCB52	BG	BG		
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	BG	BG	BG	BG

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

Tabelle 4.7-15 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Kliesche in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2018

	Muskel TS K/1km	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/1km	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	BG	BG		
TBT	BG	BG		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG		
PCB52	BG	BG		
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	BG	BG	BG	BG

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu allen untersuchten Referenzgebieten ist.

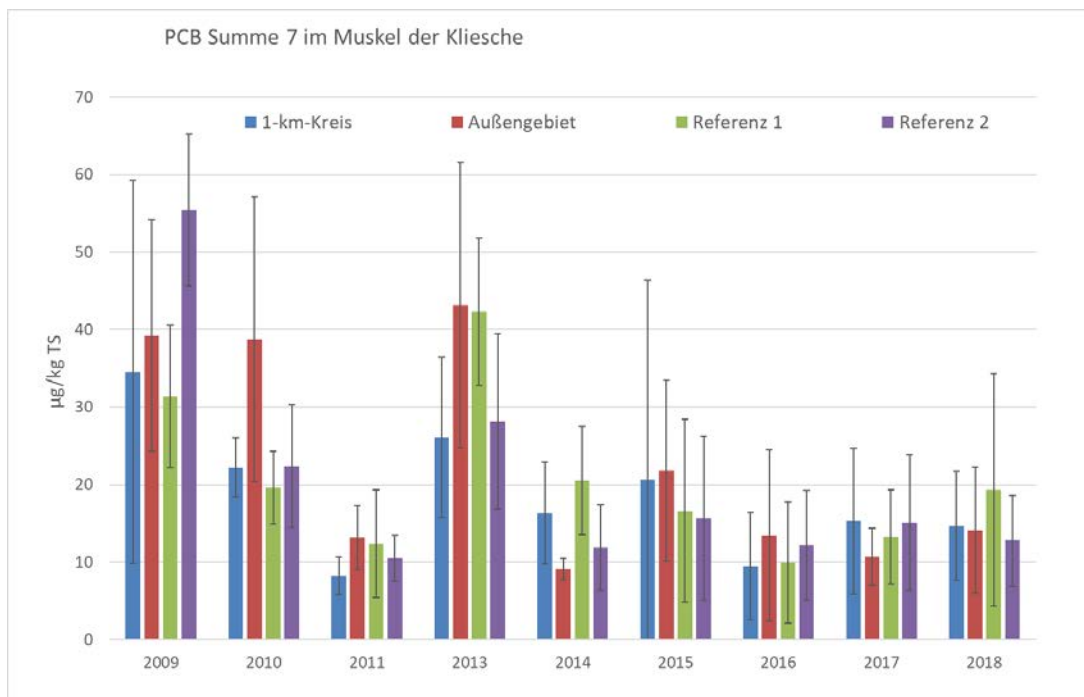


Abbildung 4-70 Mittlerer Gehalt der Summe der sieben PCB Kongenere im Muskelgewebe der Kliesche

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Seit Beginn des Monitorings wurden bei einzelnen Parametern immer einige wenige signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten gefunden, wobei sich kein klares räumliches Muster abgezeichnet hat (s. E3-Jahresberichte der HPA 2009 bis 2013). Im Jahr 2016 wurde bei einigen Parametern (op-DDE, op-DDD, pp-DDD sowie die Summe der DDT-Metabolite und die Organozinnverbindung MBT) in den **Klieschenlebern** eine baggergutbedingte signifikante Anreicherung auf der Einbringstelle in Vergleich zu den Referenzgebieten festgestellt sowie mittlere Belastungswerte für die DDT Metabolite oberhalb der Hintergrundbelastung des Untersuchungszeitraums 2009-2015. In den Jahren 2017 und 2018 haben die mittleren Gehalte der DDT-Verbindungen im Einbringbereich wieder etwas abgenommen und im Jahr 2017 wurden für die organischen Schadstoffe keine signifikanten, baggergutbedingten Gebietsunterschiede festgestellt. Im Jahr 2018 ist es hingegen zu einer temporären signifikanten Anreicherung von op-DDD im Einbringgebiet und auch im Außengebiet gekommen. Durch die zusätzliche Untersuchung der Klieschen im Frühjahr 2019 konnten die Ergebnisse in einem größeren Kontext betrachtet und ein Eindruck über eventuelle längerfristige Auswirkungen der Baggergutverbringung gewonnen werden. Es hat sich gezeigt, dass es sich bei den im Jahr 2018 festgestellten signifikanten Anreicherungen von op-DDD und op-DDE nur um temporäre Ereignisse gehandelt hat. Nach Beendigung der Verbringungen waren keine baggergutbedingte Anreicherung mehr festzustellen. Dies wurde auch für das OCS festgestellt, obgleich im Jahr 2018 die bislang höchsten Gehalte im 1-km-Kreis über den gesamten Untersuchungszeitraum festgestellt wurden. Die Auffälligkeiten der op-DDD Gehalte in den Lebern der Kliesche lassen sich anhand der Gehalte im **Muskelgewebe** der Klieschen nicht nachvollziehen – sie liegen unterhalb der Nachweisgrenze. Auch die Gehalte der Summe der sechs DDT-Verbindungen zeigen keine Hinweise auf eine baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich und Außengebiet im Klieschenmuskel an (Abbildung 4-71).

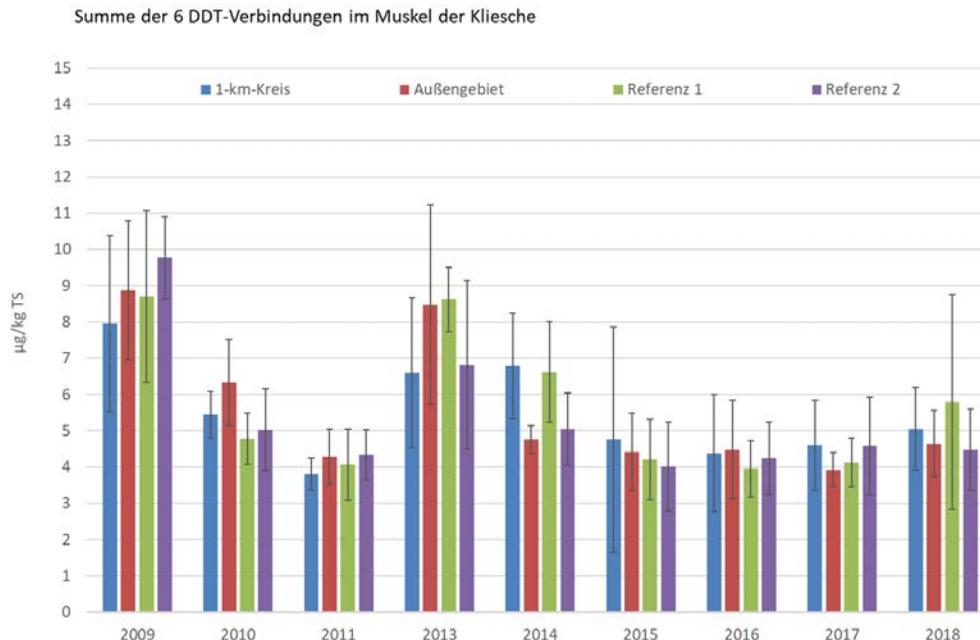


Abbildung 4-71 Mittlerer Gehalt der sechs DDT-Verbindungen im Muskel der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Einen Rückgang der mittleren Stoffgehalte in den **Klieschenlebern** im Vergleich zum Jahr 2016 ist ebenfalls bei den Organozinnverbindungen MBT und DBT zu sehen, obgleich im Jahr 2017 eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich für DBT festgestellt wurde. Worauf die Werte oberhalb der Nachweisgrenze für TeBT im Jahr 2017 im Einbringbereich und Referenzgebiet 1 beruhen, ist noch nicht abschließend geklärt und muss ebenso wie bei der Wellhornschnecke weiterhin beobachtet werden.

Für die Metalle ist weiterhin kein Effekt der Baggergutverbringung in den Klieschenlebern sichtbar und die Gehalte bewegen sich im Bereich der langjährigen Mittelwerte.

Im **Klieschenmuskel** wurde in den Jahren 2017 und 2018 weiterhin für keinen Parameter ein Hinweis auf einen Einfluss der Baggergutverbringung sichtbar.

4.7.4 Bioakkumulation in der Scholle

Die Fischart Scholle (*Pleuronectes platessa*) ist ein am Boden lebender Plattfisch, der sich von benthischen, wirbellosen Organismen wie Schnecken, Muscheln und Seeigeln ernährt. Da die Befischung des ursprünglich vorgesehenen Organismus, der Muschel *Nucula nitidosa*, als bevorzugte Nahrungsquelle für Plattfische, aufgrund der kleinen Größe der Art zu einem sehr hohen Tierverbrauch führen würde, wird die Scholle in Abstimmung mit der E3 Monitoring AG seit Herbst 2016 im Rahmen des regelmäßige Monitoringprogramm bei E3 untersucht.

Im Gegensatz zur Kliesche ist die Scholle weniger ortstreu und zeigt ein saisonales Wanderverhalten über weite Distanzen. Aufgrund dieses Wanderverhaltens ist es wichtig, dass die Interpretation der Ergebnisse nicht zu engräumig erfolgt.

a) Probennahme

Die Beprobung der Scholle erfolgt seit Herbst 2016 jährlich zeitgleich mit der Beprobung der Klieschen. Als Untersuchungsgebiete werden die vier Gebiete Einbringstelle, Außengebiet, Referenzgebiet 1 und Referenzgebiet 2 (Abbildung 4-61) verwendet, in denen auch das Klieschenmonitoring durchgeführt wird (Kapitel 4.7.3).

In den Jahren 2017 und 2018 wurden während ausgedehnter Beprobungskampagnen 218 bzw. 239 Schollen gefangen. Die gefangenen Schollen waren teilweise relativ klein und zeigen im Jahr 2017 zu 80 Prozent eine Größe zwischen 12 und 20 cm bzw. für das Jahr 2018 von 13 bis 19 cm. Die Datensätze bestehen sowohl aus männlichen als auch aus weiblichen Tieren. Eine Mindestgröße der zu untersuchenden Schollen, sowie die ausschließliche Verwendung von weiblichen Tieren, konnten aufgrund der geringen Probenumfänge nicht berücksichtigt werden.

Vergleichbar zu den Untersuchungen an den Klieschen ist geplant, das Schollenmonitoring an je 15 Leberproben und 10 Muskelproben pro Gebiet durchzuführen.

Aufgrund der Anzahl und einer relativ geringen Größe der Tiere konnten im Jahr 2017 insgesamt 39 und im Jahr 2018 32 Leberproben gewonnen werden. Dies entspricht einer Stichprobengröße von acht bis elf, bzw. von sechs bis 10 Proben pro Gebiet. Pro Probe wurden bis zu 17 Lebern vereint, um eine ausreichende Probenmenge für die Analysen zu erhalten.

Auch für die Gewinnung der Muskelproben mussten teilweise Muskeln von kleineren Tieren zu einer Probe vereinigt werden. Insgesamt stehen aus beiden Jahren 40 Muskelproben, mit je 10 Proben pro Gebiet, für die Untersuchungen zur Verfügung.

Die Befischung von jungen Schollen unterliegt Bestimmungen der KüFVO, die den Fang von untermäßigen Fischen reglementieren. Eine Ausnahmegenehmigung für die Entnahme von untermäßigen Fischen liegt für die betreffenden Jahre vor.

Der Analysenumfang entspricht prinzipiell dem der Bioakkumulationsuntersuchung in der Kliesche (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Arsen, PCB (Summe 7), DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH, MBT, DBT, TBT, TeBT sowie Lipidgehalt). Trotz des Poolens von bis zu 17 Lebern konnten für die Analysen der Metalle und der organischen Zinnverbindungen am Lebergewebe nicht ausreichendes Material gewonnen werden, so dass die betreffenden Parameter ausschließlich im Muskelgewebe bestimmt wurden.

Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt analog zum Klieschenmonitoring für die Metalle und die organischen Zinnverbindungen bezogen auf die Trockensubstanz und für die PCB und die weiteren chlororganischen Verbindungen in den Lebern zusätzlich auf den Lipidgehalt. Aufgrund der geringeren Lipidgehalte werden die organischen Schadstoffe in den Muskelproben ebenfalls auf die Trockensubstanz bezogen ausgewertet.

Ausgewählte Schadstoffe werden als Grafik dargestellt, um die Entwicklung über die Zeit und die qualitativen Unterschiede zwischen den Teilgebieten abzubilden. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die jeweiligen Schadstoffgruppen.

b) Gebietsvergleich

In der statistischen Auswertung werden alle untersuchten Gebiete miteinander verglichen, um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede ($\alpha < 0,05$) zwischen den einzelnen Teilgebieten im Belastungsniveau der jeweiligen Schadstoffe bestehen. In der nachfolgenden Darstellung werden alle signifikanten Unterschiede dargestellt, die für das Einvernehmen relevant sind. Dies sind signifikante Anreicherungen auf der Einbringstelle sowie dem Außengebiet in Bezug zu den beiden Referenzgebieten. In Einzelfällen werden weitere Signifikanzen erwähnt, um die Hintergrundbelastung darzustellen oder um Anreicherungen zu belegen, die unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten. Eine vollständige Übersicht über die ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gebieten und den beiden Referenzgebieten bieten Tabelle 4.7-16, Tabelle 4.7-17, Tabelle 4.7-18 und Tabelle 4.7-19.

Tabelle 4.7-16 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2017

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As				
Cd				
Cu				
Hg				
Pb				
Zn				
MBT				
DBT				
TBT				
TeBT				
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	ns	ns	ns	ns
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	ns	ns	ns	ns
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	ns	ns	ns	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert, in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu beiden untersuchten Referenzgebieten ist.

Tabelle 4.7-17 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Lebergewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2018

	Leber TS K/1km	Leber TS AU	Leber Lipid K/1km	Leber Lipid AU
As				
Cd				
Cu				
Hg				
Pb				
Zn				
MBT				
DBT				
TBT				
TeBT				
PCB28	ns	ns	ns	ns
PCB52	ns	ns	ns	ns
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	Sign. ↑	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	ns	ns	ns	ns
ppDDE	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
opDDD	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
ppDDD	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	ns	ns	ns	ns
DDX	Sign. ↑	ns	Sign. ↑	ns
OCS	ns	ns	ns	ns
HCB	ns	ns	ns	ns

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu beiden untersuchten Referenzgebieten ist.

Aufgrund des geringen Probenmaterials werden in den **Schollenlebern** keine Metalle und Organozinnverbindungen untersucht. Für die PCB-Kongeneren werden im **Jahr 2017** im Referenzgebiet 1 Stoffgehalte aller PCB-Kongeneren festgestellt, die signifikant unterhalb der Gehalte im Einbringbereich und im Außengebiet liegen. Signifikante Unterschiede der Gehalte im Einbringbereich oder im Außengebiet zu Referenzgebiet 2 sind hingegen nicht festzustellen. Insgesamt werden keine signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen von PCB-Kongeneren im Einbringbereich und Außengebiet festgestellt (Tabelle 4.7-16, Abbildung 4-72).

Bei den chlororganischen Verbindungen liegen die Stoffgehalte für die alpha-, beta- und gamma-HCH unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für Hexachlorbenzol werden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gebieten festgestellt, für die DDT-Verbindungen sowie Octachlorstyrol liegen die Gehalte in den Lebern der Schollen aus dem Einbringbereich und dem Außengebiet im Jahr 2017 signifikant oberhalb der Gehalte aus dem Referenzgebiet 1. Es treten jedoch keine signifikanten Unterschiede zu Referenzgebiet 2 auf, so dass für das Jahr 2017 auch für die chlororganischen Verbindungen keine signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet vorliegen (Tabelle 4.7-16).

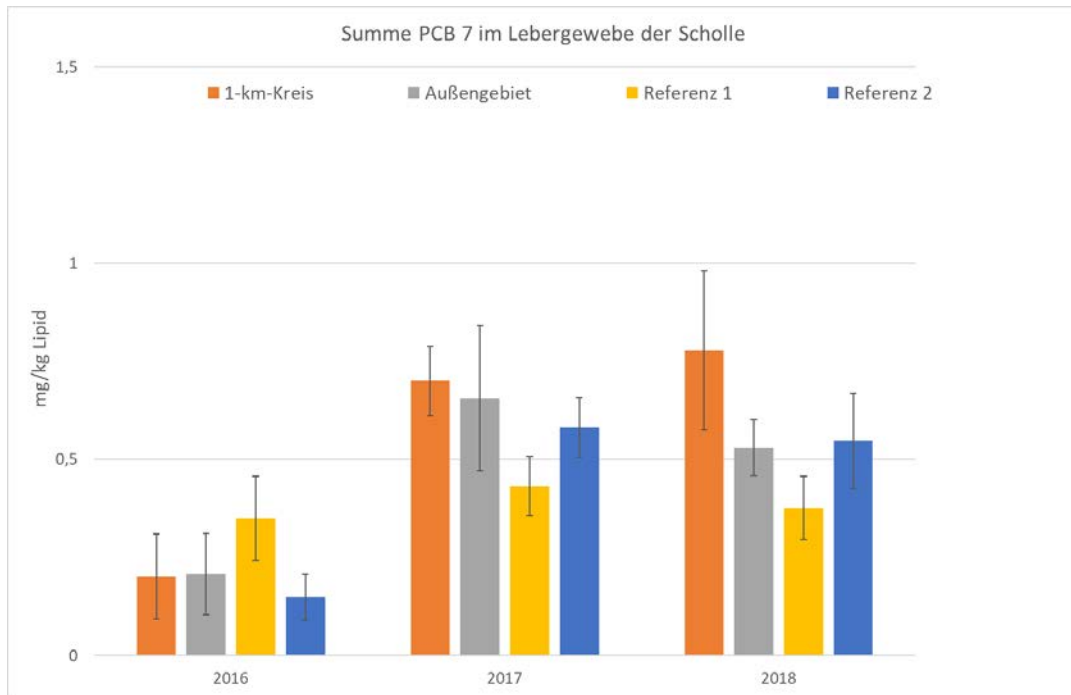


Abbildung 4-72 Mittlerer Gehalt der sieben PCB Kongenere in Lebern der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

Im Jahr 2018 liegen die Gehalte aller PCB Kongenere im Einbringbereich signifikant höher als in Referenzgebiet 1 aber nicht im Vergleich zu Referenzgebiet 2. Für die auf Lipid normierten Gehalte von PCB180 liegen die Gehalte zusätzlich auch im Referenzgebiet 2 signifikant höher ($p < 0,001$) als im Einbringbereich, so dass hier eine baggergutbedingte Anreicherung vorliegt (Abbildung 4-73). Es werden keine signifikanten baggergutbedingten Anreicherungen im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4.7-17).

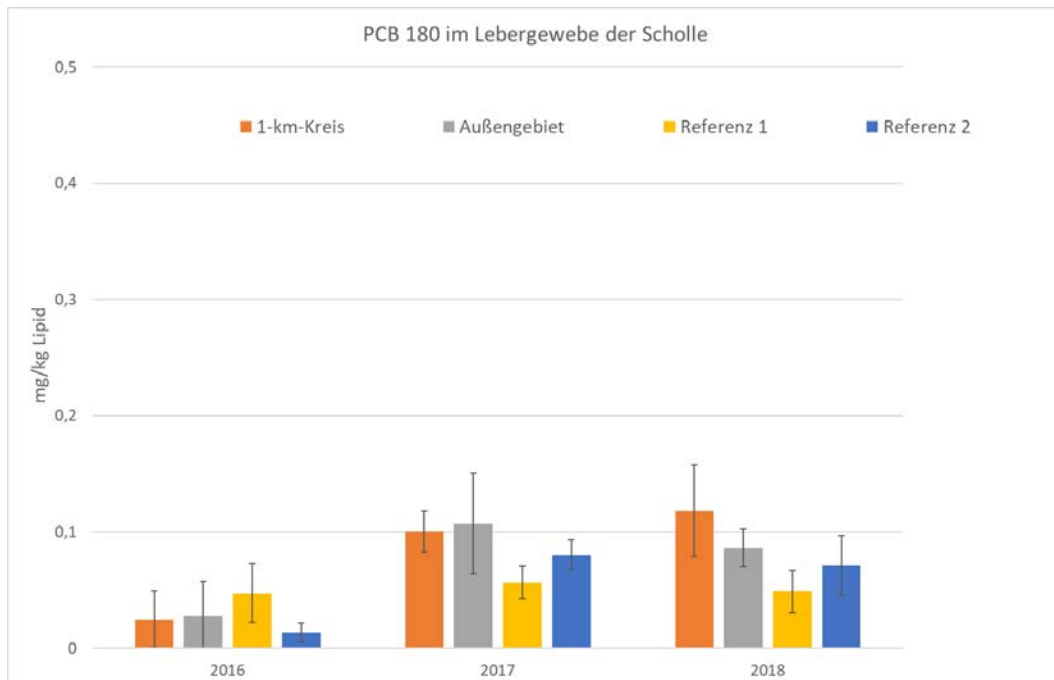


Abbildung 4-73 Mittlerer Gehalt PCB 180 in Lebern der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

Bei den chlororganischen Schadstoffen sind im Jahr 2018 signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen in den Schollenlebern im Einbringbereich festzustellen. Dies betrifft pp-DDE ($p < 0,0001$), op-DDD, pp-DDD sowie die Summe aller sechs DDT-Verbindungen (Abbildung 4-74) sowohl auf Trockensubstanz als auch auf Lipid bezogen (p jeweils $< 0,001$). Hingegen wird für pp-DDT eine signifikante Anreicherung im Referenzgebiet 1 gegenüber dem Außengebiet festgestellt ($p > 0,01$). Signifikante Anreicherungen im Außengebiet sind für OCS auf Trockensubstanz und Lipid und für die auf Lipid bezogenen Gehalte von pp-DDE und die Summe der DDT-Verbindungen im Vergleich zu Referenzgebiet 1 festzustellen. Die Gehalte liegen jedoch auf einem vergleichbaren Niveau wie im Referenzgebiet 2. Eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet liegt daher nicht vor (Tabelle 4.7-17).

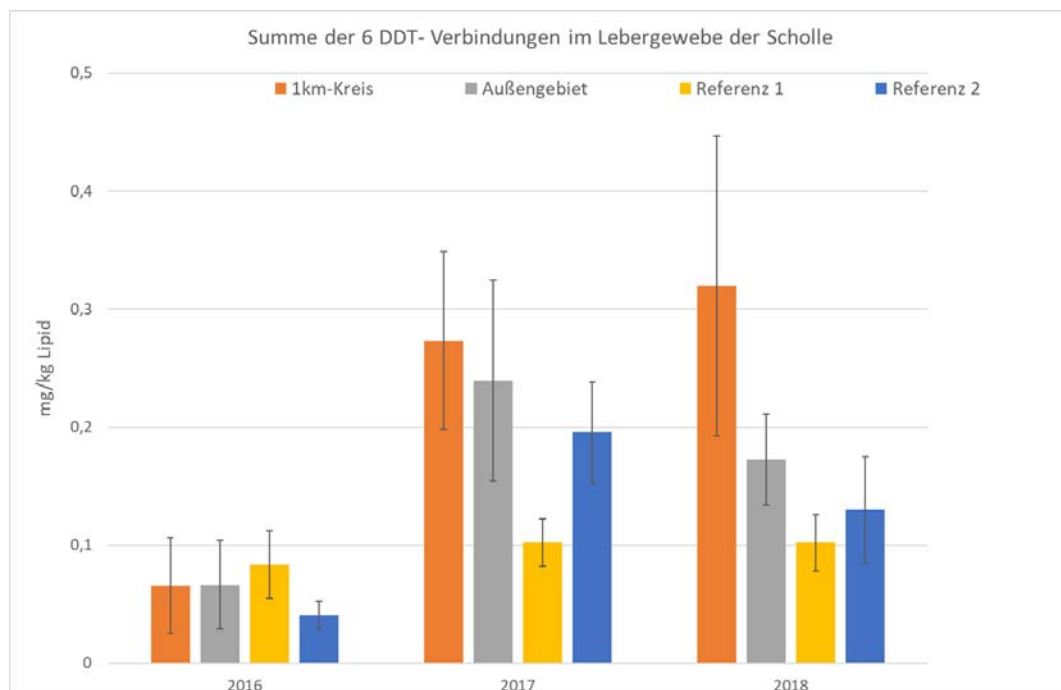


Abbildung 4-74 Mittlerer Gehalt der sechs DDT-Verbindungen in Lebern der Scholle (Bezugsbasis Lipid)

Für die Analysen der Schwermetalle und Organozinnverbindungen im Lebergewebe stand nicht ausreichend Material zur Verfügung (s.o.).

Im **Muskelgewebe** der Schollen liegen die Parameter PCB 28, PCB 52, Blei, Cadmium, MBT, TeBT op-DDE, op-DDD, op-DDT, pp-DDT, HCB, OCS, a-, b-, und g-HCH im **Jahr 2017** unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die Parameter PCB 101, -118, -138, -153 und -180, pp-DDE, pp-DDD, Arsen, Kupfer, Zink, Quecksilber, DBT und TBT liegen nachweisbare und quantifizierbare Gehalte in den Muskeln vor.

Für die PCB Kongenere werden für PCB 138 und PCB 180 sowie für die Summe der sieben PCB Kongenere (Abbildung 4-75) signifikant höhere Gehalte im Einbringbereich festgestellt als in Referenzgebiet 2. Signifikante Unterschiede zu Referenzgebiet 1 bestehen nicht. Eine baggergutbedingte Anreicherung wurde demnach für kein PCB Kongener im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4.7-18).

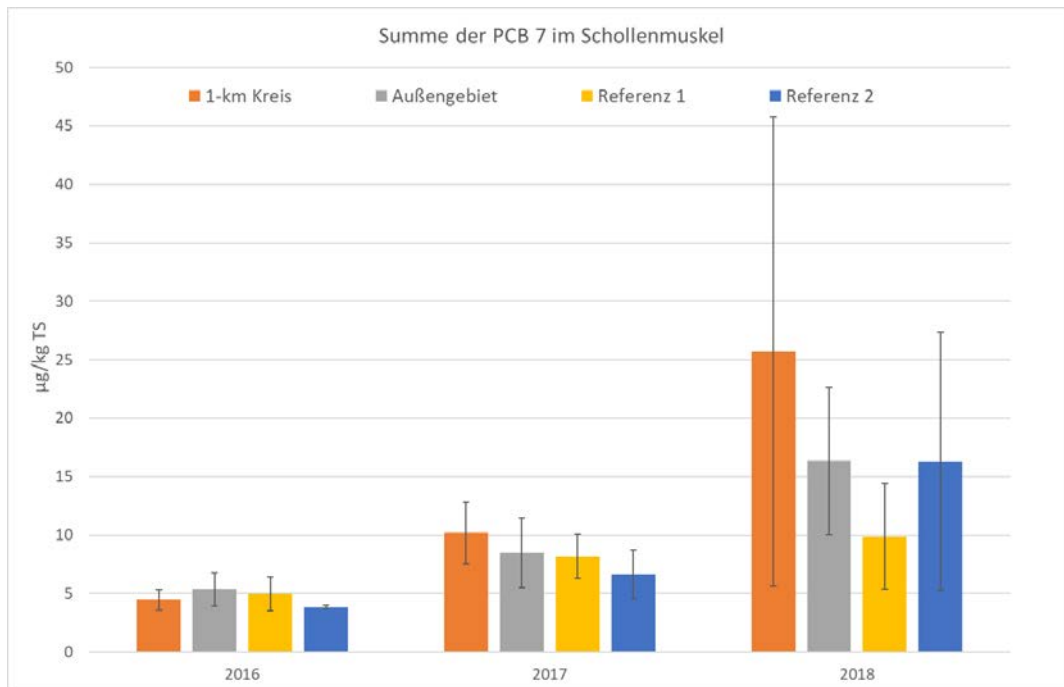


Abbildung 4-75 Mittlerer Gehalt der Summe der PCB Kongenere im Schollenmuskel 2016-2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Für die Metalle wurden im Schollenmuskel im Jahr 2017 keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt. Eine signifikante Anreicherung von Arsen im Referenzgebiet 1 wurde hingegen im Vergleich zum Einbringbereich festge-

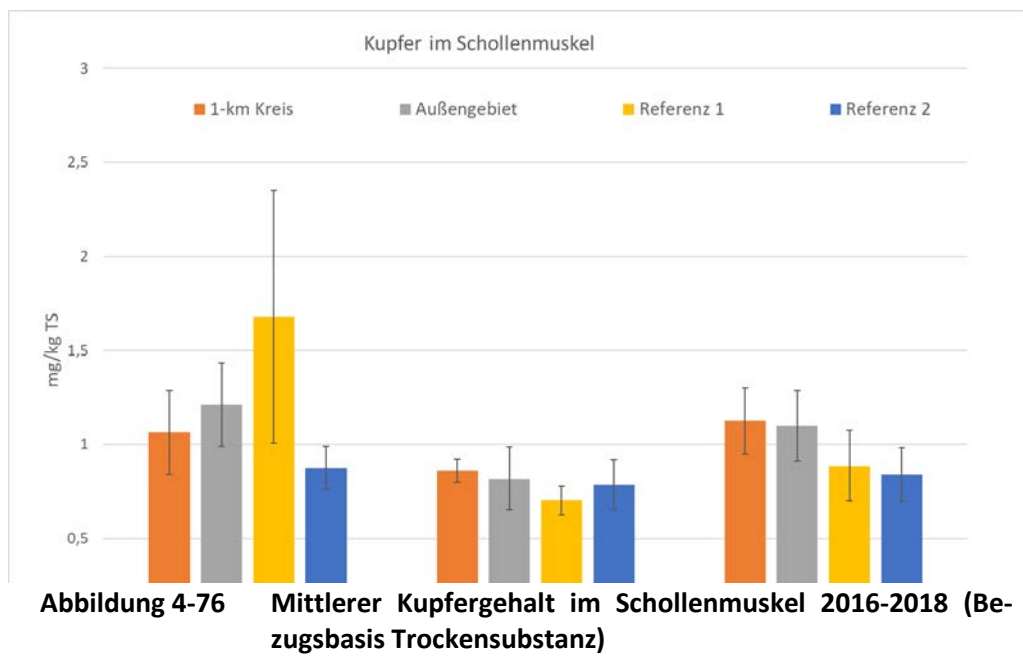


Abbildung 4-76 Mittlerer Kupfergehalt im Schollenmuskel 2016-2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

stellt. Für Kupfer wird eine signifikante Anreicherung im Einbringbereich im Vergleich zu Referenzgebiet 1 festgestellt, die Unterschiede der mittleren Gehalte sind jedoch nicht sehr deutlich (Abbildung 4-76).

Die Gehalte der zinnorganischen Verbindungen im Jahr 2017 zeigen für TBT eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich (Abbildung 4-77, Tabelle 4.7-18). Die Gehalte im Außengebiet sind im statistischen Vergleich gegenüber Referenzgebiet 1 signifikant angereichert, nicht aber gegenüber Referenzgebiet 2. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet liegt demnach nicht vor.

Tabelle 4.7-18 **Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2017**

	Muskel TS K/U	Muskel TS AU	Muskel Lipid K/U	Muskel Lipid AU
As	ns	ns		
Cd	BG	BG		
Cu	ns	ns		
Hg	ns	ns		
Pb	BG	BG		
Zn	ns	ns		
MBT	BG	BG		
DBT	ns	ns		
TBT	Sign. ↑	ns		
TeBT	BG	BG		
PCB28	BG	BG	BG	BG
PCB52	BG	BG	BG	BG
PCB101	ns	ns	ns	ns
PCB118	ns	ns	ns	ns
PCB138	ns	ns	ns	ns
PCB153	ns	ns	ns	ns
PCB180	ns	ns	ns	ns
PCB7	ns	ns	ns	ns
aHCH	BG	BG	BG	BG
bHCH	BG	BG	BG	BG
gHCH	BG	BG	BG	BG
opDDE	BG	BG	BG	BG
ppDDE	ns	ns	ns	ns
opDDD	BG	BG	BG	BG
ppDDD	ns	ns	ns	ns
opDDT	BG	BG	BG	BG
ppDDT	BG	BG	BG	BG
DDX	Sign. ↑	ns	ns	ns
OCS	BG	BG	BG	BG
HCB	BG	BG	BG	BG
Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant (alpha <0,05) zu beiden untersuchten Referenzgebieten ist				

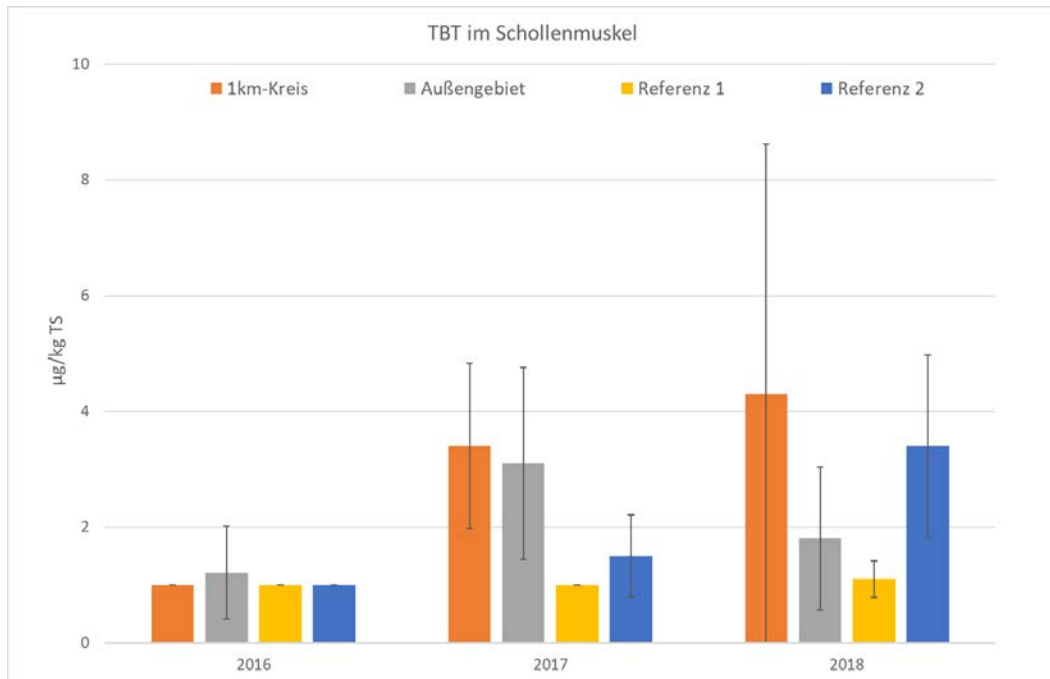


Abbildung 4-77 Mittlerer TBT-Gehalt im Schollenmuskel 2016-2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Für die chlororganischen Schadstoffe werden im Jahr 2017 signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen ($p < 0,001$ auf Trockensubstanz bezogen) im Einbringbereich für die Summe der sechs DDT-Verbindungen festgestellt (Tabelle 4.7-18, Abbildung 4-78), während für pp-DDE und pp-DDD nur Anreicherungen im Einbringbereich im Vergleich zu Referenzgebiet 1 auftreten. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung im Außengebiet wird für keinen Parameter festgestellt.

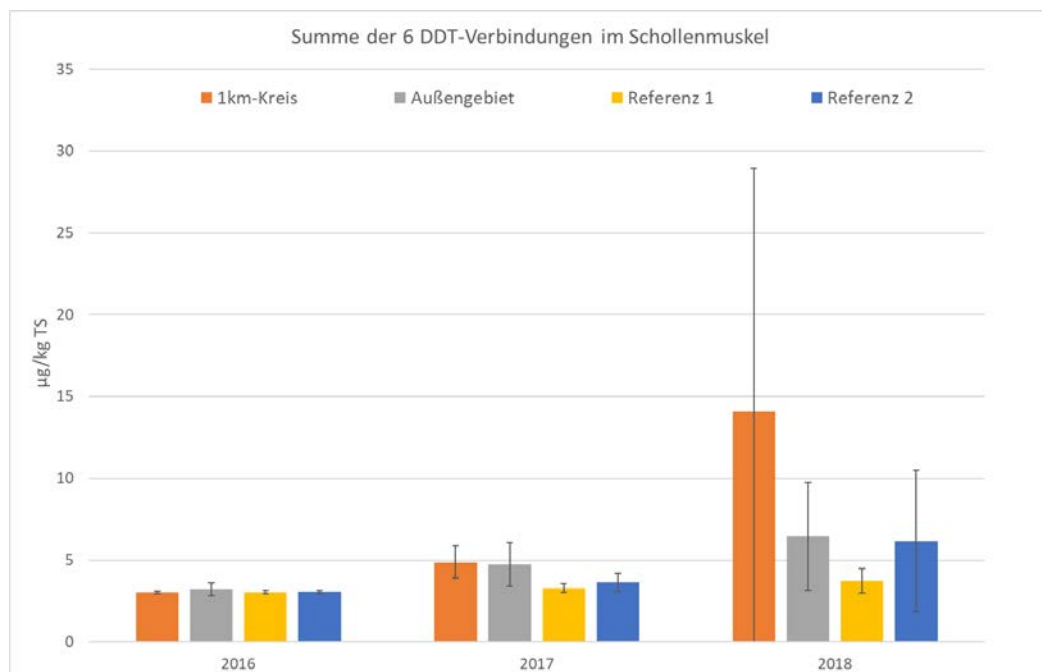


Abbildung 4-78 Mittlerer Gehalt der sechs DDT-Verbindungen im Schollenmuskel 2016-2018 (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Tabelle 4.7-19 Ermittelte signifikante Gebietsunterschiede der Bioakkumulation im Muskelgewebe der Scholle in Bezug zu Referenzgebiet 1 und 2 im Herbst 2018

	Muskel K/U	TS	Muskel AU	TS	Muskel K/U	Lipid	Muskel AU	Lipid
As	ns		ns					
Cd	BG		BG					
Cu	Sign. ↑		ns					
Hg	ns		ns					
Pb	BG		BG					
Zn	ns		ns					
MBT	BG		BG					
DBT	ns		ns					
TBT	ns		ns					
TeBT	BG		BG					
PCB28	BG		BG		BG		BG	
PCB52	BG		BG		BG		BG	
PCB101	ns		ns		ns		ns	
PCB118	ns		ns		ns		ns	
PCB138	ns		ns		ns		ns	
PCB153	ns		ns		ns		ns	
PCB180	ns		ns		ns		ns	
PCB7	ns		ns		ns		ns	
aHCH	BG		BG		BG		BG	
bHCH	BG		BG		BG		BG	
gHCH	BG		BG		BG		BG	
opDDE	BG		BG		BG		BG	
ppDDE	ns		ns		ns		ns	
opDDD	ns		ns		ns		ns	
ppDDD	ns		ns		ns		ns	
opDDT	BG		BG		BG		BG	
ppDDT	BG		BG		BG		BG	
DDX	ns		ns		ns		ns	
OCS	BG		BG		BG		BG	
HCB	BG		BG		BG		BG	

Unterlegung in grau: keine Signifikanz (ns), Unterlegung in rot: signifikant angereichert in Bezug zu beiden Referenzgebieten. BG: Schadstoff unterhalb der Bestimmungsgrenze. Als signifikant wird ein Unterschied gekennzeichnet, der signifikant ($\alpha < 0,05$) zu beiden untersuchten Referenzgebieten ist.

Im **Jahr 2018** liegen die Parameter PCB 28, PCB 52, Blei, Cadmium, MBT, TeBT op-DDE, op-DDT, pp-DDT, HCB, OCS, a-, b-, und g-HCH im **Muskelgewebe** der Schollen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die Parameter PCB 101, -118, -138, -153 und -180, pp-DDE, pp-DDD, Arsen, Kupfer, Zink, Quecksilber, DBT und TBT liegen nachweisbare und quantifizierbare Gehalte in den Muskeln vor.

Für die PCB Kongenere werden signifikante Gebietsunterschiede ausschließlich für das PCB Kongener 101 festgestellt. Hier sind die Gehalte in Referenzgebiet 2 signifikant höher als in Referenzgebiet 1. Eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung wurde für kein PCB Kongener im Einbringbereich oder im Außengebiet festgestellt (Tabelle 4.7-19). Die mittleren Gehalte der PCB Kongenere liegen im Jahr 2018, besonders im Einbringbereich, aber auch in Referenzgebiet 2 und im Außengebiet oberhalb der Gehalte, die in den Jahren 2016 und 2017 gemessen wurden (Abbildung 4-75).

Bei den Metallen tritt im **Jahr 2018** im Muskelgewebe eine signifikante, baggergutbedingt Anreicherung von Kupfer im Einbringbereich gegenüber beiden Referenzgebieten auf (Tabelle 4.7-19). Für das Außengebiet sind die Gehalte nur gegenüber Referenzgebiet 2 angereichert. Die Kupfergehalte liegen im Jahr 2018 deutlich unterhalb der Gehalte, die im Jahr 2016 im Referenzgebiet 1 festgestellt wurden (Abbildung 4-76). Insgesamt liegen die Metalle, die oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen werden konnten (Arsen, Kupfer, Quecksilber, Zink) auf einem vergleichbaren Niveau wie in den Jahren zuvor (Abbildung 4-76).

Im Schollenmuskel wird für keine zinnorganische Verbindung im Jahr 2018 eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder Außengebiet festgestellt (Tabelle 4.7-19). Jedoch liegen die mittleren DBT- und TBT-Gehalte im Einbringbereich höher als in den Jahren zuvor, zeigen gleichzeitig aber eine hohe Variabilität an (Abbildung 4-77).

Für die chlororganischen Schadstoffe werden im Jahr 2018 bei den Verbindungen op-DDD und pp-DDD im Einbringbereich signifikante Anreicherungen in den Schollenmuskeln gegenüber Referenzgebiet 1, aber nicht gegenüber Referenzgebiet 2 festgestellt. Insgesamt werden im Muskelgewebe im Jahr 2018 jedoch keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich oder Außengebiet festgestellt (Abbildung 4-78, Tabelle 4.7-19). Jedoch liegen die mittleren Gehalte der quantifizierbaren Stoffe (pp-DDE, op-DDD und pp-DDD) oberhalb der Gehalte, die in den Jahren 2016 und 2017 im Schollenmuskel festgestellt wurden (Abbildung 4-78).

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Im Gegensatz zu den Klieschen, deren Schadstoffgehalte seit 2016 einen eher abnehmenden Trend zeigen, liegen die Gehalte der PCB Kongenere und der chlororganischen Schadstoffe in den **Schollenlebern** in den Jahren 2017 und 2018 höher als im Jahr 2016. In den **Schollenmuskeln** kann dies nur für das Jahr 2018 beobachtet werden. Eine Erklärung für die höheren Anreicherungen könnten die in den genannten Jahren erhöhten Fettgehalte in den Tieren sein. So werden in den Schollenlebern im Jahr 2016 mittlere Fettanteile von um die 40% festgestellt, im Jahr 2017 und 2018 hingegen mittlere Fettanteile von über 60%. In den Schollenmuskeln werden in den Jahren 2016 und 2017 mittlere Fettanteile von ca. 2-3% gemessen während im Jahr 2018 mittlere Anteile von 4-6% festgestellt wurden. Die höheren Gehalte wurden insbesondere im Einbringbereich aber auch im Außengebiet und im Referenzgebiet 2 in Leber und Muskel festgestellt. Die Gehalte im Außengebiet liegen auf einem vergleichbaren Stand mit Referenzgebiet 2, eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung von Schadstoffen im Außengebiet ist daher für keinen Parameter gegeben. Während in den **Schollenlebern** im Jahr 2017 auch keine signifikanten, baggergutbedingten Anreicherungen im Einbringbereich festgestellt werden, treten im Jahr 2018 signifikante, baggergutbedingte Anreicherungen organischer Schadstoffe (PCB 180, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD und DDX) auf.

Ogleich im Jahr 2017 im **Schollenmuskel** kein deutlicher Anstieg der organischen Schadstoffe im Vergleich zum Jahr 2016 festgestellt werden kann, wurde eine signifikante, baggergutbedingte Anreicherung für die Summe der DDT-Verbindungen im Einbringbereich festgestellt. Für die zinnorganischen Verbindungen gilt dies auch für TBT. Die beobachteten höheren mittleren Gehalte der organischen Schadstoffe im Schollenmuskel im Jahr 2018 beruhen auf wenigen Einzelwerten, die gleichzeitig zu einer hohen Standardabweichung führen. So wird im Jahr 2018 keine signifikante, baggergutbedingte Erhöhung der organischen Schadstoffe im Schollenmuskel festgestellt.

Für die Metalle im Schollenmuskel ist kein Trend einer Zunahme der Gehalte über die Zeit zu sehen und die festgestellten signifikanten Anreicherungen von Kupfer im Einbringbereich liegen innerhalb des Hintergrunds.

Die Altersstruktur der untersuchten Schollen ist innerhalb der Gebiete gut vergleichbar. Dabei treten überwiegend junge Schollen auf (im Median einjährig). Eine Korrelation zwischen dem Alter der Schollen und den Schadstoffgehalten ist dadurch wissenschaftlich nicht zielführend. Untersuchungen zur Alters-Schadstoffbeziehung in Klieschen haben hingegen ergeben, dass der Fettgehalt in den Tieren mit zunehmendem Alter vermutlich abnimmt und die Anreicherung organischer Schadstoffe daher negativ sein kann. Eventuell beruht somit das andere Akkumulati-

onsverhalten der organischen Schadstoffgehalte in den Schollen auf dem im Vergleich zu den untersuchten Klieschen jungen Alter der Tiere. Weitere Erklärungen könnte auch das Einbeziehen von männlichen Fischen in die Untersuchung sein oder einen arttypischen Unterschied darstellen. Dies muss in den zukünftigen Untersuchungen beobachtet werden.

Für keinen der untersuchten Parameter im Leber- oder Muskelgewebe der Scholle wurden baggergutbedingte Anreicherungen außerhalb des Einbringbereiches festgestellt.

4.7.5 Bioakkumulation in der Krabbe

Nordseegarnelen (*Crangon crangon*), regional auch Granat oder Krabbe benannt, sind benthisch lebende Organismen, die sich räuberisch sowohl von kleineren Invertebraten als auch von Aas ernähren. Die Nordseegarnele zeigt ein saisonales Wanderverhalten: Im Sommerhalbjahr hält sie sich vorwiegend in Flussmündungsgebieten und Wattengebieten auf, im Winter wandert sie in tiefere Wasser, um sich vor der Kälte zu schützen.

a) Probennahme

Im Schlickfallgebiet bei E3 kann durch das extensive Schlickvorkommen aus technischen Gründen keine Befischung der Nordseegarnele mit realem Fanggeschirr durchgeführt werden. Auch wurden bislang nur wenige Individuen bei verschiedenen Probennahmen gesichtet, was möglicherweise auch auf das saisonale Wanderverhalten der Art zurückzuführen ist. Für die Beprobung des Organismus wird daher als Untersuchungsgebiet die Norddeutsche Küste von der Elbmündung bis zu den nordfriesischen Inseln herangezogen (Abbildung 4-79).

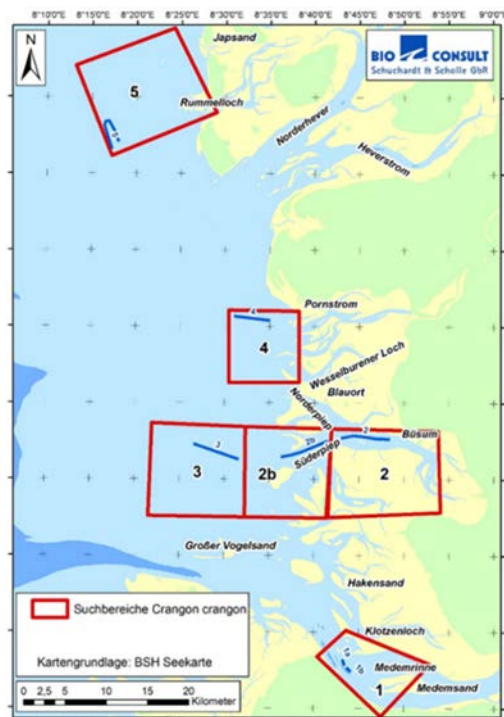


Abbildung 4-79 Untersuchungsgebiet Nordseegarnelenmonitoring

Die Krabben wurden im Jahr 2017 und 2018 jeweils im August mit realem Fanggeschirr beprobt. Die Probennahme erfolgte mit realem Fanggeschirr. Pro Gebiet konnten jeweils 1200 g gefischt werden, so dass ausreichend Material für eine Untersuchung von zwei Parallelproben zur Verfügung stand.

Die Proben werden, wie die übrigen Organismen, an denen im Rahmen des E3-Monitorings die Bioakkumulation untersucht wird, ungebrüht analysiert. Dies erschwert jedoch möglicherweise die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit Untersuchungen der Lebensmittelüberwachung, die Nordseegarnelen als Nahrungsmittel im gebrühten Zustand untersuchen. Eventuell können so bei leicht flüchtigen Schadstoffen andere Schadstoffgehalte gemessen werden als bei ungebrühtem

Material. Für die Analysen werden Kopf und Panzer der Tiere entfernt und die gewonnene Muskelmasse analysiert.

Die Proben werden auf Schwermetalle (Cadmium, Blei, Kupfer, Nickel, Zink) und Arsen, PCB (Summe 7), chlororganische Verbindungen (DDT und Metabolite, Octachlorstyrol, Hexachlorbenzol, HCH) und zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT, TeBT) sowie den Fettgehalt untersucht. Die Auswertung der Schadstoffe erfolgt aufgrund des geringen Fettgehalts von maximal 3,1% bezogen auf die Trockensubstanz (TS). Die Analysen finden an Nordseegarnelen aus sechs Gebieten statt (Abbildung 4-79). Die Gebiete sind das Elbmündungsgebiet bei Cuxhaven (Gebiet 1), das Wattenmeer vor Büsum (Gebiet 2), weiter westlich entlang des Süderpieps (Gebiet 2b) und in Richtung offene Nordsee im Einzugsgebiet von Elbe und Eider (Gebiet 3). Das Gebiet 4 befindet sich entlang der Küste an der Eidermündung vor dem Wesselburener Loch, das Gebiet 5 befindet sich vor Pellworm. Ein direkter Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 auf die Gebiete ist sehr unwahrscheinlich. Ein Einfluss auf die Schadstoffqualität in den Gebieten ist aus den Mündungsgebieten der Flüsse Elbe, Miele und Eider zu erwarten. Die abgebildeten Schadstoffe stehen stellvertretend für die verschiedenen Schadstoffgruppen, um die qualitativen Unterschiede zwischen den Gebieten darzustellen. Die Gebiete sind hierfür so angeordnet, dass der abnehmende Einfluss der Elbfahne sichtbar wird.

b) Gebietsvergleich

Ein statistischer Gebietsvergleich ist aufgrund des Vorliegens nur zwei Proben pro Gebiet nicht möglich. Die Daten werden daher rein qualitativ betrachtet. Die Ergebnisse der beiden Parallelproben sind sehr gut vergleichbar, daher wird trotz dem nur Vorliegenden von zwei Einzelwerten ein Mittelwert zu Gunsten einer besseren Darstellbarkeit der Ergebnisse in den Abbildungen verwendet.

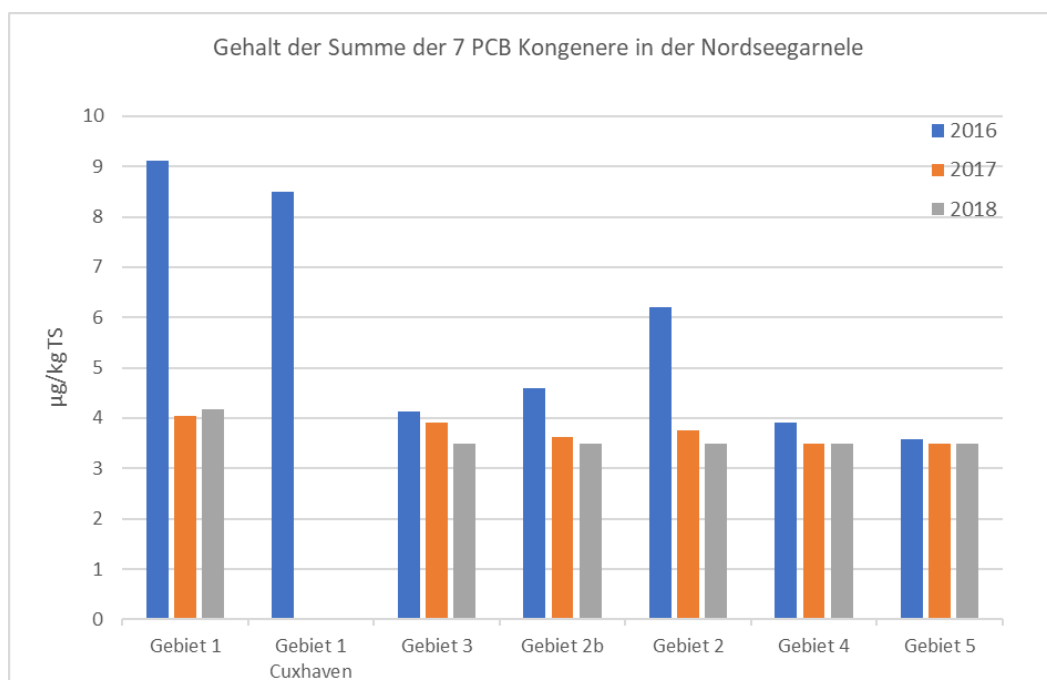


Abbildung 4-80 Stoffgehalte der Summe der 7 PCB Kongenere bezogen auf Trockensubstanz in der Nordseegarnele 2016-2018

Die Parameter PCB 28, PCB 138, MBT, TeBT, OCS, HCB, die HCH-Isomere, op-DDD, pp-DDD, op-DDE, op-DDT und pp-DDT sowie weitgehend Blei, PCB 52, PCB 101 und PCB 118 liegen im **Jahr 2017 und 2018** unterhalb der Bestimmungsgrenze. Während die Zinkgehalte innerhalb der Gebiete sehr ähnlich verteilt sind, bilden die meisten übrigen Schadstoffe wie die PCB Kongenere, DBT, TBT, Cadmium, Kupfer und pp-DDE erwartungsgemäß den Einfluss der Elbfahne ab. Dies ist für die quantifizierbaren organischen Schadstoffe hier am Beispiel der Summe der PCB Kongenere abgebildet (Abbildung 4-80). Aufgrund geringerer Gehalte in den Jahren 2017 und 2018 ist dies im Vergleich zum Jahr 2016 etwas weniger deutlich. Die Gehalte nehmen im Jahr 2017 nach Norden hin ab. Im Jahr 2018 liegen alle PCB Kongenere bis auf diejenigen aus Gebiet 1 unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Am besten wird der Einfluss der Elbfahne bei der zinnorganischen Verbindung TBT (Abbildung 4-81) deutlich. Hier ist ein kontinuierlich abnehmender Trend der Stoffgehalte von der Elbmündung bis Gebiet 5 sichtbar. Dieser Verlauf wurde mit sehr ähnlichen Werten auch durch eine Untersuchung im Jahr 2009 an der Nordseegarnele von Verhagen et al. (2012) festgestellt und ebenfalls mit dem abnehmenden Einfluss der Elbfahne erklärt. Für TBT gibt es keinen Lebensmittelgrenzwert. Die WHO (Pennicks, 1993) empfiehlt eine Tagesdosis bis zu 0,25 µg/kg Körpergewicht. Dies würde bei einem durchschnittlichen Körpergewicht von 70 kg einer Verzehrmenge von mehr als 1,3 kg am Tag im Jahr 2017 und bis zu über 2 kg pro Tag im Jahr 2018 entsprechen.

Während der Einfluss der Elbfahne für Quecksilber im Jahr 2016 ebenfalls nachvollziehbar war, liegen die Gehalte im Jahr 2017 in allen Gebieten auf einem vergleichbaren, niedrigen Niveau. Im Jahr 2018 tritt ein anderes Muster auf. Hier werden die höchsten Gehalte des Quecksilbers in den Gebieten 2 bis 4 festgestellt (Abbildung 4-82). Worauf dieses Muster beruht, ist unklar. Da die typischen Schadstoffe aus dem Hamburger Baggertgut wie HCB, die DDT-Metabolite und auch der elbtypische Parameter TBT weder im Jahr 2018 noch davor ein derartiges, vergleichbares Muster aufweisen, ist ein Einfluss der Baggertgutverbring bei E3 als Faktor für die erhöhten Quecksilbergehalte in den Krabben unwahrscheinlich. Mögliche regionale Einträge werden im Rahmen des E3-Monitorings jedoch nicht untersucht. Die Unterschiede im Jahr 2018 sind insgesamt mit 0,39 mg/kg TS in Gebiet 2b und 0,24 mg/kg TS in Gebiet 1 und 5 relativ gering. In jedem Fall wird der Lebensmittel-Richtwert für Quecksilber von 0,5 mg/kg Frischgewicht in allen Proben deutlich unterschritten (Maximalwert bei 0,09 mg/kg FG).

Im Jahr 2018 ist auch für Arsen ein Muster erkennbar, das nicht auf einen Einfluss aus der Elbfahne hinweist. Hier sind die höchsten Stoffgehalte in Gebiet 5 mit abnehmendem Trend bis in die südlichen Gebiete zu sehen. Die Unterschiede sind jedoch mit 25 mg/kg in Gebiet 5 bis 13 mg/kg in Gebiet 1 relativ gering (Abbildung 4-83).

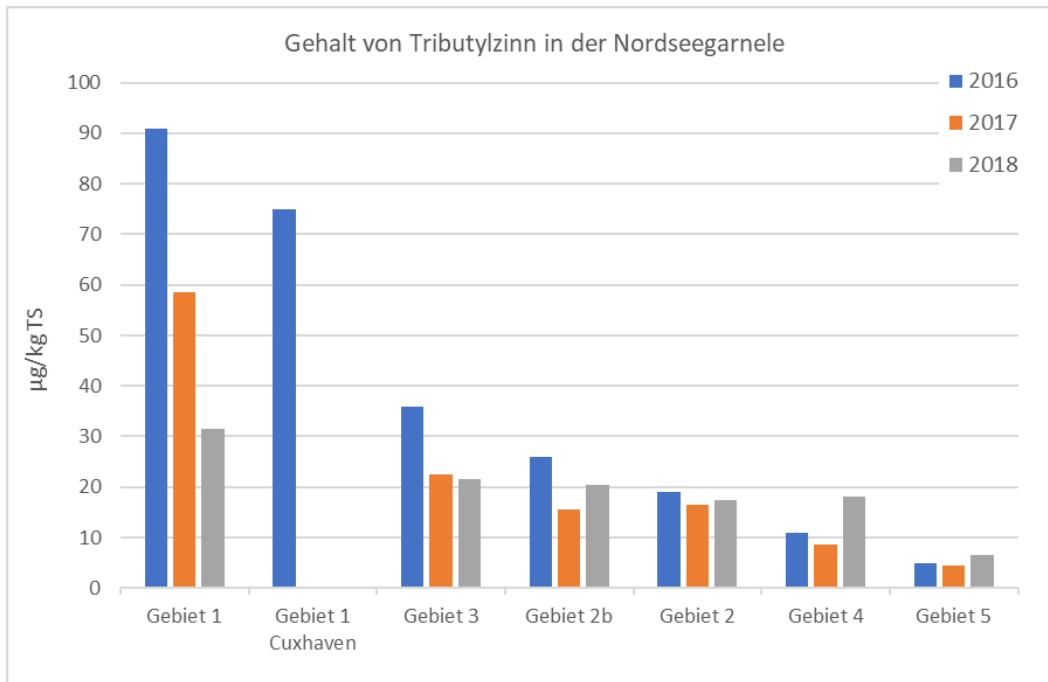


Abbildung 4-81 Gehalte von TBT bezogen auf Trockensubstanz in der Nordseegarnele 2016-2018

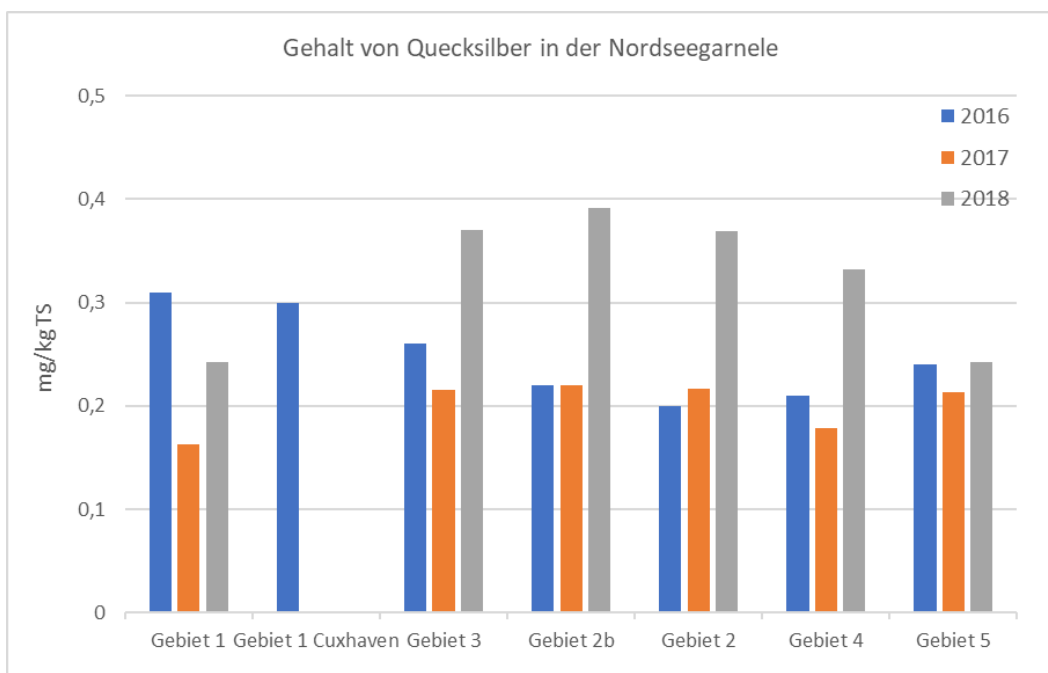


Abbildung 4-82 Gehalt von Quecksilber bezogen auf Trockensubstanz in der Nordseegarnele 2016-2018

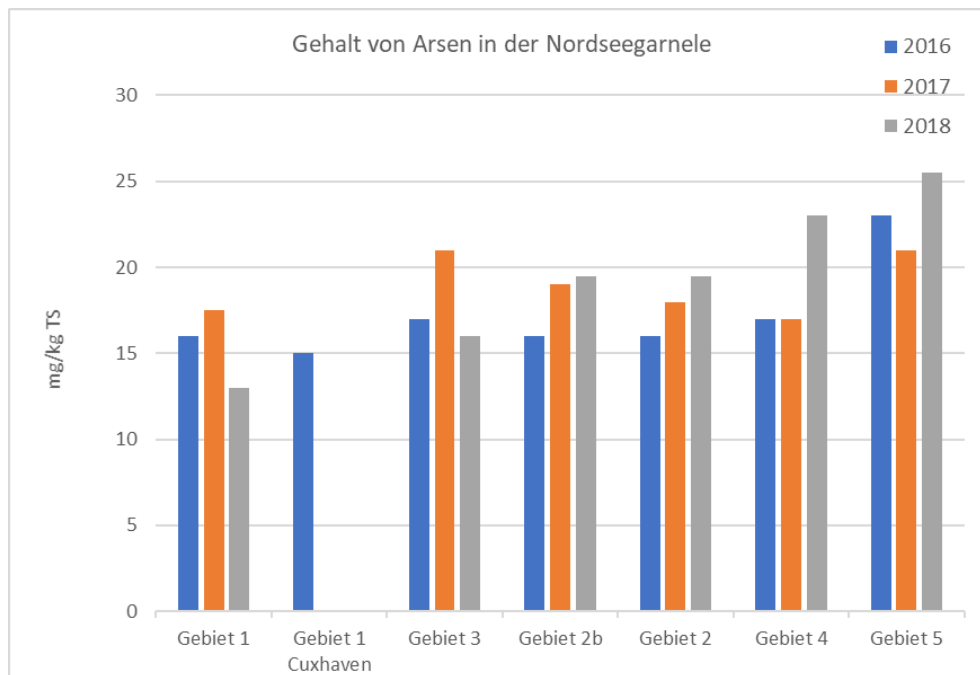


Abbildung 4-83 Gehalt von Arsen bezogen auf Trockensubstanz in der Nordseegarnele 2016-2018

c) Abschließende Betrachtung und Zusammenfassung

Insgesamt liegen die meisten Schadstoffgehalt 2017 und 2018 auf einem niedrigeren Niveau als im Jahr 2016, wie für die Summe der PCB Kongenere und TBT beispielhaft zu sehen ist (Abbildung 4-77, Abbildung 4-78). Eine Ausnahme bilden hier nur Quecksilber und Arsen.

Insgesamt werden in dem bislang untersuchten Zeitraum (2016-2018) alle vorliegenden Lebensmittel-Richtwerte, für die im Rahmen des Monitorings Untersuchungen durchgeführt wurden, in den Krabben eingehalten.

Ein Einfluss der Baggergutverbringung bei E3 auf die Bioakkumulation von Schadstoffen in der Nordseegarnele kann auf Grundlage der Daten nicht hergestellt werden.

4.7.6 Bewertung der Ergebnisse anhand von EAC- und ERL-Werten sowie Umweltqualitätsnormen (UQN)

Schadstoffgehalte in marinen Sedimenten und Biota aus dem Nordostatlantik werden im Rahmen von Auswertungen durch OSPAR mit Environmental Assessment Criteria (EAC), Effect Range Low-Werten (ERL) sowie Lebensmittelhöchstgehalten bewertet (OSPAR, 2009). Kriterien liegen nur für wenige Schadstoffe vor. Die UQN (Umweltqualitätsnormen) der OGewV entsprechen Konzentrationen, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden sollten. Die Bewertung der EAC- bzw. ERL-Werte sowie der UQN der OGewV für Sedimente wird für die Jahre 2017 und 2018 von der BfG im Rahmen des Berichts der BfG zur Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringestelle Tonne E3 durchgeführt. Der Bericht

ist noch nicht abgeschlossen, liegt aber im Entwurf vor. Die Auswertungen der Sedimente sind diesem Entwurf entnommen.

Für die Bewertung von Schadstoffgehalten in Sedimenten verwendet OSPAR EAC-Werte z.Zt. nur für PCB. Gehalte der Schwermetalle und der PAK in Sedimenten, für die eine Verwendung der derzeit vorliegenden EAC-Werte von OSPAR nicht empfohlen wurde oder denen Werte fehlen, werden anhand der von der U.S. EPA entwickelten Effect Range Low-Werte (ERL) bewertet, bis geeignete EAC-Werte zur Verfügung stehen.

Die in Biota gemessenen Schadstoffgehalte wurden nach den von OSPAR empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen Kriterien gegenübergestellt (OSPAR 2009). Die Messergebnisse wurden außerdem mit den Umweltqualitätsnormen (UQN) der EG-WRRL verglichen, s. OGewV (2011, 2016). Für Muscheln und Fische wurden für PCBs und Schwermetalle unterschiedliche EAC-Werte abgeleitet. EAC-Werte für TBT liegen nur für Muscheln vor (OSPAR 2014). Entsprechende EAC-Werte für Schnecken stehen jedoch nicht zur Verfügung. Die Untersuchungsergebnisse der Wellhornschnecke werden hilfsweise gegen die Kriterien für Muscheln verglichen. Für die PAK-Gehalte in Muscheln liegen EAC-Werte vor.

Bewertung der Sedimentuntersuchungen 2017 und 2018

Im Anhang (Tabelle A 41) sind die mittleren, in den Sedimentproben der Untersuchungskampagnen im Monitoringgebiet gemessenen Schadstoffgehalte für Spurenmetalle und PAKs in der Fraktion < 2mm bzw. die auf 2,5% TOC-normierten Werte der PCBs, den von OSPAR (OSPAR 2009) empfohlenen EAC-Werten bzw. den derzeit verwendeten alternativen ERL-Kriterien für die Bewertung von Monitoringergebnissen gegenübergestellt. ERL-Überschreitungen der Quecksilbergehalte wurden bei den Beprobungskampagnen 2017 und 2018 an der Verbringstelle (≤ 1 -km-Radius), im Nahfeld (1,5 bis 3-km-Radius) und dem Fernfeld (> 3 km) wie bereits in den Jahren 2015-2016 (BfG, 2018b) für Quecksilber festgestellt, nicht aber im Referenzgebiet (Abbildung 4-84).

In den Sedimenten der Verbringstelle lagen in den letzten Jahren bis zum Jahr 2018 die Überschreitungen des ERL auf einem vergleichbaren Niveau. Über den Gesamtzeitraum betrachtet weisen die Daten jedoch eine hohe Variabilität auf. So unterschreiten z. B. die mittleren Quecksilbergehalte an der Verbringstelle sowohl im Jahr 2005 als auch mit einer Ausnahme bei den Kampagnen von 2007/7 bis 2012/7 die ERL z. T. deutlich. Hierbei ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass erst ab der Beprobung im August 2008 die Schwermetallgehalte in der Gesamtfraktion an allen Sedimentproben, und nicht wie vorher nur an einigen wenigen ausgewählten, analysiert wurden. Daten zu Quecksilbergehalten in der Fraktion < 2 mm liegen im Nahfeld erst seit dem August 2008 vor. Die Quecksilbergehalte in den Sedimenten des Nahfeldes sind geringfügig niedriger als im Bereich der Verbringstelle. Die mittleren Gehalte variieren um das Niveau des ERL, liegen aber bei der Betrachtung des Gesamtzeitraums meist darunter (Abbildung 4-84). Im Fernfeld lagen die arithmetischen Mittelwerte der Quecksilbergehalte bei den Beprobungskampagnen bis zum März 2007 auffallend höher als in dem nachfolgenden Zeitabschnitt. Auch bei der Nullbeprobung wurde eine höhere Quecksilberbelastung als in den übrigen Untersuchungsbereichen angetroffen. Diese Ergebnisse sind wahrscheinlich auf den Elbeeinfluss auf die im östlichen Bereich des Fernfeldes gelegenen Stationen zurückzuführen. Vergleichend zu den Ergebnissen der Beprobung im Nahfeld, zeigen die mittleren Quecksilbergehalte in den Sedimenten des Fernfeldes eine ähnliche Variation um den ERL, wobei hier aufgrund der größeren Gebietsabdeckung die Streuung größer als im Nahfeld ist. In den Sedimenten des Referenzgebietes wurden für die mittleren Quecksilbergehalte keine Überschreitungen des ERL festgestellt.

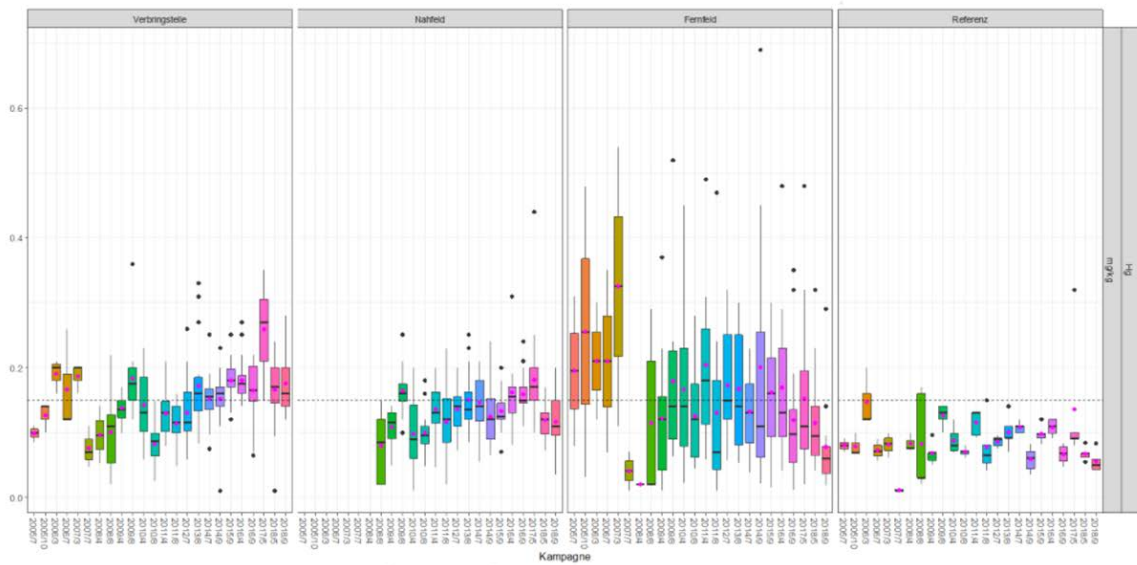


Abbildung 4-84 Box-and-Whisker Diagramm der Quecksilbergehalte (< 2 mm) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018. Schwarz gestrichelt: ERL Wert, Magenta eingefärbte Punkte: arithmetische Mittelwerte, schwarze Punkte: Ausreißerwerte (Graphik: BfG)

Empfohlene EAC-Werte zur Bewertung der Sedimentbelastung liegen für die Gruppe der Polychlorierten Biphenyle (PCB) vor. Mit Ausnahme des PCB 118 wurde keine Überschreitung der EAC Werte nachgewiesen (Abbildung 4-85). In den Sedimenten aller Teilgebiete wurde der EAC bis Anfang 2010 überschritten. Höchste Gehalte fanden sich an der Verbringstelle, aber auch im Fernfeld, das im östlichen Bereich durch den Einfluss des Elbeabflusses geprägt ist. In dem Zeitabschnitt nach 2010 sind geringere mittlere Gehalte des PCB 118 in den Sedimenten zu finden, die aber nur im Referenzgebiet teilweise unterhalb des EAC liegen, in allen anderen Teilgebieten jedoch weiterhin darüber. In allen Teilbereichen sind in den Sedimenten während der Beprobung im September 2018 im Vergleich zu den vorgehenden Beprobungen relativ niedrige Gehalte des PCB 118 anzutreffen.

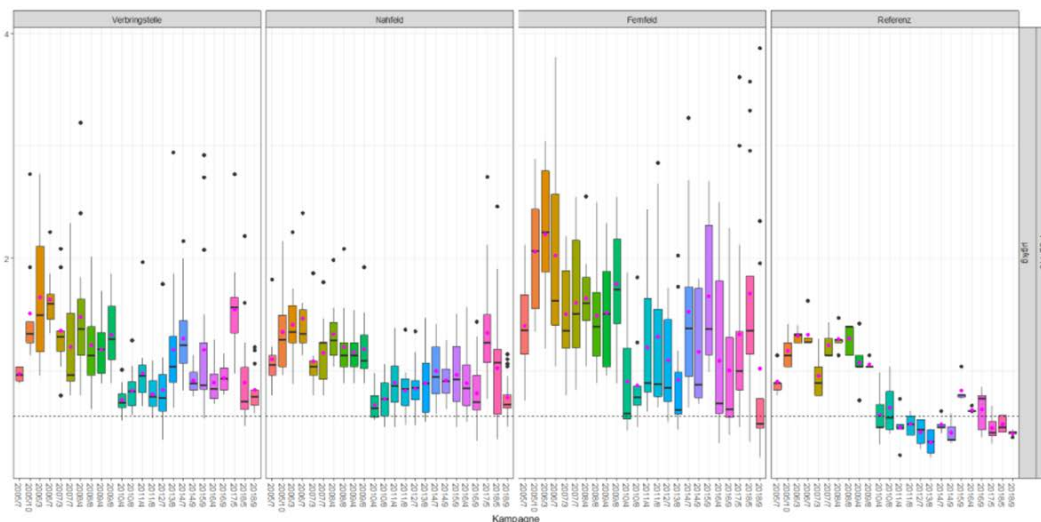


Abbildung 4-85 Box-and-Whisker Diagramm der PCB 118 Gehalte (< 2 mm, normiert auf einen TOC-Gehalt von 2,5 %) in den Oberflächensedimenten der Teilbereiche des Monitoringgebiets für die Beprobungskampagnen 2005 bis 2018. Schwarz gestrichelt: ERL Wert, Magenta eingefärbte Punkte: arithmetische Mittelwerte, schwarze Punkte: Ausreißerwerte (Graphik: BfG)

Überschreitungen der ERL für die arithmetischen Mittelwerte der Gehalte des Bleis und des Cadmiums konnten nicht festgestellt werden (Tabellen A 41). Die arithmetischen Mittelwerte der PAK-Gehalte lagen während aller Beprobungen und in allen Teilgebieten unterhalb der ERL-Werte (Tabelle A 41).

Für die Bewertung der Sedimente anhand der für Sedimente vorliegenden UQN (OGewV 2011, 2016) beziehen sich die Metalle auf die Fraktion kleiner 63 µm und bei organischen Schadstoffen auf die Fraktion kleiner 2 mm. Die Befunde von Sedimentproben können hinsichtlich der organischen Schadstoffe nur dann zur Bewertung herangezogen werden, wenn die Sedimentproben einen Feinkornanteil kleiner als 63 µm von größer als 50% aufweisen. Für die Bewertung der Sedimente im Monitoringgebiet werden die Metalle in der Fraktion < 20 µm gemessen und auf den Anteil der Fraktion < 63 µm normiert. Die Messung organischer Schadstoffe bezieht sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm.

Die Prüfung der Sedimente im Monitoringgebiet zeigt für die Jahre 2017 und 2018, dass keine Überschreitung der vorliegenden UQN festgestellt werden kann (Tabelle A 41).

Fazit

Eine Überschreitung der von OSPAR verwendeten Bewertungskriterien wird für Quecksilber und PCB 118 festgestellt. Die Überschreitung der arithmetischen Mittelwerte sind an der Verbringestelle, dem Nahfeld in einer Entfernung von mehr als einem Kilometer (>1-km Radius) zum Verbringzentrum und dem Fernfeld zu beobachten. Sie unterscheiden sich in den Gebieten in den Jahren 2017 und 2018 nur unwesentlich von den Ergebnissen vorhergehender Beprobungskampagnen (BfG, 2018b). Insgesamt zeigen die mittleren Gehalte der Kampagnen eine hohe Variabilität. Hinsichtlich der betrachteten Schadstoffe 2015 bis 2018 wurden seit der Wiederaufnahme

der Verbringungen keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den Ergebnissen der Vorjahre festgestellt. Eine Überschreitung der Umweltqualitätsnormen (OGewV 2011, 2016) wurde in dem untersuchten Gebiet nicht festgestellt.

Bewertung der Biotauntersuchungen 2017 und 2018

In den untersuchten Organismen überschritten in den Jahren 2017 und 2018 einzelne Analyte die Bewertungskriterien nach OSPAR (2009) und UQN nach OGewV (2011,2016): In allen Organismen wurde im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN nach der OGewV (2011, 2016) führt (Tabellen A 42-45). Weitere Überschreitungen wurden flächendeckend für PCB 118 und PCB 138 in der Wellhornschncke und für PCB 118 in der Kliesche und Scholle (Lebern) in allen Teilgebieten festgestellt (s. Tabellen Anlage 43, 44, 45). Für das PCB 180 wurde eine Überschreitung in der Wellhornschncke im Jahr 2018 in Referenzgebiet 1 festgestellt (Tabelle A 42) und für die Pfeffermuschel wurde flächendeckend eine Überschreitung der EAC Werte für Pyren im Jahr 2018 festgestellt (Anlage Tabelle 43). Darüber hinaus wurden im Einbringbereich und im Außengebiet im Jahr 2017 und 2018 Überschreitungen der Lebensmittel-Höchstgehalte (LMHG) in der Pfeffermuschel für Blei ermittelt. Überschreitungen der LMHG für Blei in der Pfeffermuschel wurden bereits in vorherigen Kampagnen in allen Teilgebieten festgestellt (BfG, 2018b). Signifikante baggergutbedingte Anreicherungen von Blei im Einbring- oder im Außengebiet wurden in den Jahren 2017 und 2018 während keiner Kampagne in der Pfeffermuschel festgestellt (Kapitel 4.7.2). Weitere Überschreitungen wurden nicht festgestellt. Die Lebensmittel-Höchstgehalte in Fischen, Krabben und Wellhornschncken für Quecksilber, Blei und Cadmium wurden in allen Teilgebieten eingehalten (s. Anlage Tabellen A 42, A 44-46).

Neue Umweltqualitätsnormen (UQN) in Biota

Nach Maßgabe 2.29 ist zu prüfen, für welche der acht neuen Schadstoffe/Schadstoffgruppen, für die in 2013 UQN in Biota festgelegt wurden, maßnahmenbedingt erhöhte Bioakkumulationen in den Einbringbereichen möglich und daher in das Messprogramm zu integrieren sind.

Die 16 EPA-PAK werden seit September 2018 in den Wellhornschncken untersucht. In der Pfeffermuschel werden 12 PAK seit 2016 analysiert. Hierbei ergeben sich keine Hinweise auf eine signifikante Bioakkumulation von PAK in den Organismen. Die UQN für Benz(a)pyren und Fluoranthen wird im Jahr 2018 in der Wellhornschncke und im Jahr 2017 und 2018 in der Pfeffermuschel in keinem der Gebiete überschritten (Tabellen A 42-43).

Für Messungen der weiteren Stoffe in Biota liegen derzeit nur wenige Erfahrungen vor. In der Monitoring-AG wurde daher beschlossen, dass die Stoffe, für die neue UQNs vorliegen und für die außerdem in Fischmuskeln in der Elbe im Bereich Hamburgs eine Überschreitung festgestellt wurde, in Biota in den Teilgebieten des E3 Monitorings untersucht werden sollen. Eine Überschreitung der neuen UQN wurde im Rahmen des koordinierten Elbemessprogrammes (KEMP: FGG, 2018b) an Fischmuskeln für PFOS, BDE sowie cis-Heptachlorepoxyd festgestellt. Es wurde abgestimmt, dass die Untersuchung dieser drei Parameter an jeweils fünf Rückstellproben pro Gebiet an gefriergetrockneten Klieschenmuskeln aus dem Jahr 2018 durchgeführt werden sollen.

Die Gehalte für PFOS lagen im Klieschenmuskel 2018 in allen Proben und Gebieten unterhalb der Bestimmungsgrenze von 9,1 µg/kg Frischgewicht. Für BDE wurden Überschreitungen der UQN in allen Gebieten festgestellt (Abbildung 4-86). Für cis-Heptachlorepoxyd wurden sporadische Überschreitungen der UQN im Einbringbereich, im Außengebiet und in Referenzgebiet 1 festgestellt.

Im Einbringbereich wird die Überschreitung auch für den Mittelwert aller vier Einzelproben festgestellt (Abbildung 4-87). Wird die erweiterte Messunsicherheit berücksichtigt, um eine statistische Signifikanz für den Vergleich von Einzelwerten zu ermitteln (Anlage 1; BfG, 2020) ist die Überschreitung der UQN für cis-Heptachlorepoxid in keinem Gebiet und keiner Probe signifikant. Eine signifikante baggergutbedingte Anreicherung im Einbringbereich oder Außengebiet zu beiden Referenzgebieten wurde für BDE und cis-Heptachlorepoxid nicht festgestellt (Signifikanzniveau: 0,05).

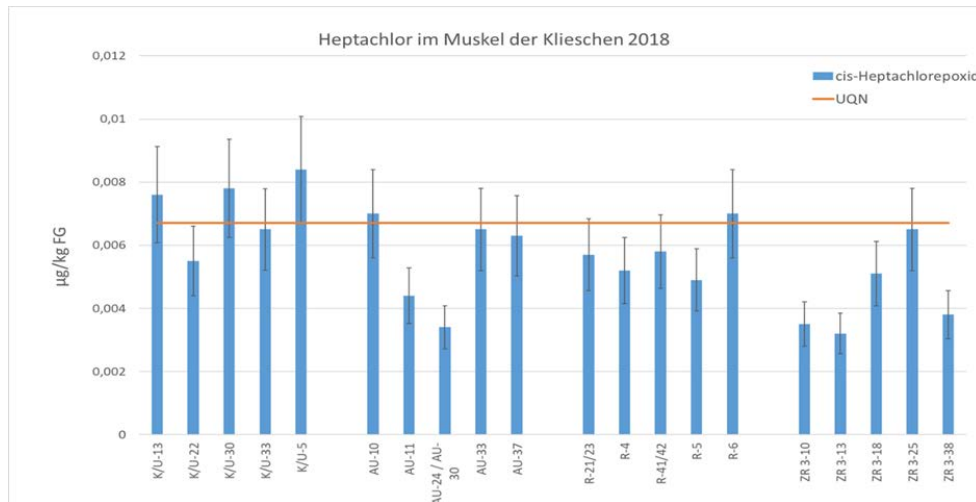


Abbildung 4-86 Schadstoffgehalte für cis-Heptachlorepoxid in Klieschenmuskeln 2018 (Fehlerbalken zeigen die einfache Messunsicherheit, UQN als Linie in Orange, Bezugsbasis Frischgewicht)

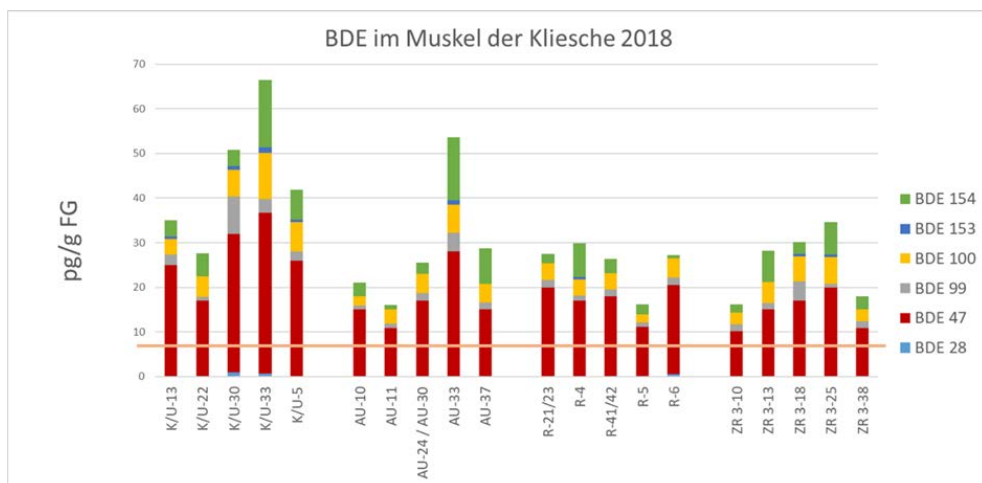


Abbildung 4-87 Schadstoffgehalte für BDE in Klieschenmuskeln 2018 (UQN als Linie in Orange, Bezugsbasis Frischgewicht)

Fazit

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Biota Überschreitungen der EAC für PCB 118 und PCB 153 flächendeckend in den Jahren 2017 und 2018 in der Wellhornschncke und in Fischlebern von Kliesche und Scholle festgestellt wurden. Für Pyren wurde im Jahr 2018 eine flächendeckende Überschreitung der EAC in der Pfeffermuschel festgestellt. Außerdem wurde in allen Organismen im Gewebe eine Grundbelastung an Quecksilber festgestellt, die zu einer generellen Überschreitung der UQN führt. Die Gehalte an BDE zeigen im Untersuchungsgebiet, wie auch im gesamten Elbeverlauf, eine flächendeckende Überschreitung der neuen UQN. Für cis-Heptachlorepoxyd, das im Längsverlauf der Elbe ebenfalls eine flächendeckende Überschreitung der UQN im Fischmuskel bis nach Cuxhaven aufweist, wird die UQN an mehreren Einzelproben und im Einbringbereich auch im Mittel knapp überschritten. Der gute chemische Zustand wurde daher zu keinem Zeitpunkt erreicht.

Für die Pfeffermuschel, die nicht als Lebensmittel dient, wurden im Einbringbereich und im Außengebiet Überschreitungen der Lebensmittel Höchstgehalte für Blei festgestellt, die bereits für frühere Untersuchungskampagnen flächendeckend festgestellt wurden. Die Pfeffermuschel scheint ein Organismus zu sein, der Blei besonders stark anreichert. Ein Grund hierfür ist nicht bekannt. Signifikante Gebietsunterschiede liegen für Blei in der Pfeffermuschel nicht vor.

Im gesamten untersuchten Bereich können generell unabhängig von den betrachteten Verbringungen negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt durch die betrachteten Schadstoffe auftreten.

4.8 Untersuchungen der Wasserphase

Zugrundeliegende Maßgaben

Maßgabe 2.24: *Die Erfassung des Sauerstoffgehaltes, der Nährstoffe und des Phytoplanktons ist in das künftige Monitoringprogramm zu integrieren. Die durchzuführende Untersuchungs-frequenz wird im Rahmen der Monitoring-AG abgestimmt.*

Die Frequenz der Untersuchungen wird im Rahmen der Monitoring AG abgestimmt und soll laut Beschluss der Monitoring AG vom 18.12.2018 fortan alle 3 Jahre innerhalb der Vegetationsperiode mit drei bis fünf Fahrten an den Stationen Elbe I-IV sowie E3 mit Messungen des Sauerstoffs, der Nährstoffe sowie Untersuchungen zum Phytoplankton stattfinden. Zusätzlich soll jährlich eine Messfahrt entlang des Transektes im Sommer (August oder September) an drei Stationen des Elbeschnitts (Elbe II, Elbe III und E3) stattfinden. Im Sommer 2017 wurde demzufolge eine Messfahrt im September herangezogen. Im Jahr 2018 standen für die Auswertung Messfahrten von Juni-September zur Verfügung.

Maßgabe 2.25: *Vor der ersten Einbringung ist eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase durchzuführen, bei der neben Nährstoffen und Trübung auch die Parameter zur Ermittlung des chemischen Zustands, insbesondere die prioritären Stoffe nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) in ihrer jeweils geltenden Fassung bei diesbezüglich bestehenden Belastungen der von den Baggerungen betroffenen Bereiche der Landeshafengewässer (ggf. im Rahmen der Freigabebeprobungen zu ermitteln), untersucht werden.*

Die Untersuchung wurde vor dem ersten Einbringen von Baggergut aus Landeshafengewässern im Jahr 2016 durchgeführt. Dies umfasste einerseits eine umfangreiche Beprobung der Wasserphase im Mai und Juni 2016, die die Erfassung der Nährstoffe, des Phytoplanktons des Sauerstoffs und der Trübung beinhaltet hat. Andererseits die Erfassung der organischen Schadstoffe der für den Hamburger Bereich relevanten prioritären Stoffe nach der Oberflächengewässerverordnung. Für die Ermittlung der Quecksilberkonzentration in der Wasserphase wurde auf Daten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) zurückgegriffen. Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen der OGewV von 2011 und von 2016 in der Wasserphase wurden lediglich bei PAK-Verbindungen festgestellt (Summe Benzo[ghi]perylen und Indeno[1,2,3-cd]pyren für die OGewV von 2011 sowie Flouranthen, Benzo[a]pyren und Benzo[ghi]perylen für die OGewV von 2016). Die räumliche Verteilung dieser Konzentrationen, die von der Elbmündung Richtung Helgoland deutlich abnehmen, zeigen an, dass es sich hier um Einträge aus der Elbe handelt. (E3 Jahresbericht der HPA 2016)

Die Substanzen PFOS und Heptachlor, für die ab dem 22. Dezember 2018 eine UQN in der Wasserphase gültig ist, konnten noch nicht mit der erforderlichen Bestimmungsgrenze analysiert werden.

Maßgabe 2.26: *Bei Anhaltspunkten oder Erkenntnissen zu temporären Sauerstoffdefiziten in den Einbringbereichen (s. Ziffer A 1) sind im jeweils genutzten Einbringbereich die Sauerstoffgehalte an geeigneten noch abzustimmenden Messstellen, durch Vertikalprofilmessungen zu überprüfen mit dem Ziel, zusätzliche maßnahmenbedingte, Sauerstoffabsenkungen während lang anhaltender Schichtungsverhältnisse mit bereits kritischen bodennahen Sauerstoffsituationen von unter 5 mg/l zu vermeiden. Bei Nachweis von Sauerstoffsituationen von unter 5 mg/l darf kein Baggergut eingebracht werden, das die Sauerstoffsituation weiter verschlechtert. Darüber hinaus sind wegen der beantragten Intensivierung der Einbringungen die Sauerstoffgehalte im Einbringbereich und deren evtl, maßnahmenbedingte Absenkung mittels mehrtägig kontinuierlich und in verschiedenen Wassertiefen eingesetzten Multiparametersonden oder durch Messungen, die die Entladung der Hopperbagger begleiten, zu überprüfen.*

Im Jahr 2017 und 2018 konnten bei Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonde keine temporären Sauerstoffdefizite bei E3 festgestellt werden.

Während der im Jahr 2016 durchgeführten ADCP Kampagne wurden mehrtägige Sauerstoffmessungen mittels CTD-Sonden und Treibbojen in verschiedenen Wassertiefen durchgeführt, die die Entladung der Hopperbagger begleitet haben, um eventuelle Absenkungen der Sauerstoffkonzentration durch die Baggergutentladung aufzuzeichnen. Es wurde kein Einfluss auf das Sauerstoffregime festgestellt. (E3 Jahresbericht der HPA 2016)

Zu den Anforderungen, die das Land Schleswig-Holstein als Voraussetzung für eine Sedimentverbringung nach E3 formuliert hat, gehört die Überwachung des Sauerstoff- und Nährstoffgehalts in der Wasserphase bei E3. Zielsetzung dieser Monitoring-Kampagne ist die Gewinnung von Erkenntnissen über mögliche regionale Auswirkungen der Baggergutverbringung auf die gelösten Nährstofffraktionen, suspendierten Feststoffe, den Sauerstoffgehalt sowie das Phytoplankton in der Wasserphase.

a) Probennahme

Im Jahr 2017 fand eine Messfahrt im September, im Jahr 2018 fanden vier Messfahrten an jeweils fünf Stationen (Elbe I bis Elbe IV sowie E3) statt. Zusätzlich stehen Daten für die Sauerstoffüberwachung an der Oberfläche und in Bodennähe aus drei weiteren Messfahrten des Jahres 2017 an der Station E3 zur Verfügung. Im September 2017 wurde die Messkampagne durch die Firma Aquaecology durchgeführt. Die Untersuchungen im Jahr 2018 wurden durch das Alfred-Wegener-Institut durchgeführt. Die Lage der Stationen entspricht dem regulären Monitoring der Nordseeschnittfahrten („Elbe-Schnitt“) des Alfred-Wegener-Instituts (Abbildung 4-88). Eine Messung der Station Elbe IV war im September 2018 aufgrund der Wetterbedingungen nicht möglich. Für ein besseres Einbetten des Datensets wird daher hilfsweise die Station Elbe V genutzt. Die Aufnahme der chemisch-physikalischen Parameter Temperatur, Salzgehalt sowie Sauerstoffgehalt erfolgte mittels Sonden im Tiefenprofil in jeweils 5 m Schritten im Jahr 2017 bzw. in 5-20 cm Schritten im Jahr 2018. Im Jahr 2018 liegen ebenfalls Tiefenprofile für die Trübung sowie die Bestimmung der Sichttiefe anhand der Secchi-Scheibe vor. Für die Untersuchung der Nährstoffe (Ammonium, Nitrit, Nitrat, Phosphat, Silikat) und des pH-Werts wurden an jeder Station an der Oberfläche und 1-3 m über dem Meeresboden Schöpfproben entnommen. Die Oberflächenwasserproben wurden auch hinsichtlich der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons untersucht.

Während der Juni den Zeitraum vor dem Einbringen des Baggerguts repräsentiert, wurden die Profile von Juli-September parallel zur Baggergutverbringung gemessen. Für die Algenbiomasse, die Zellzahlen des Phytoplanktons und die Nährstoffdaten wurde zusätzlich ein statistischer Gebietsvergleich durchgeführt. Dafür wurden jeweils die Datensätze 2017 (September) und 2018 (Juni-September) zusammen sowie für das Jahr 2018 getrennt ausgewertet. Die Ergebnisse sind jedoch durch die Stichprobengröße pro Station ($n=5$, bzw. $n=4$) nur als orientierende Angabe zu werten.

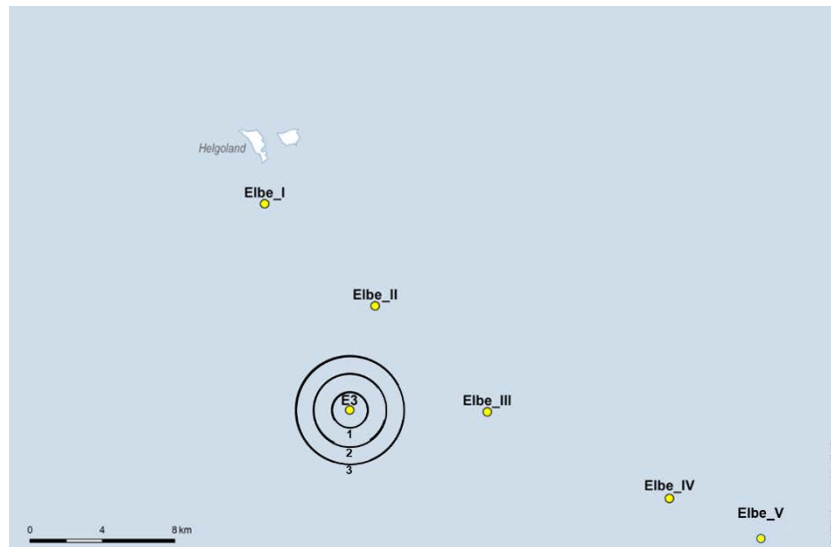


Abbildung 4-88 Karte des Elbe Schnitts der AWI-Messfahrten. Station Elbe_V wurde nur hilfweise im September 2018 untersucht. Die Kreise entsprechen den Radien um das Klappfeld Ost 1= 1-km-Kreis, 2= 2-km-Kreis, 3= 3-km-Kreis.

b) Gebietsvergleich

Sauerstoff und Trübung

Die Ergebnisse der Trübung zeigen an allen Stationen und zu allen Zeitpunkten einen relativ gleichförmigen Verlauf. Die Werte liegen im Mittel zwischen 1,0-2,1 FTU. Insgesamt liegen die Werte für die Stationen Elbe II, E3, Elbe III und Elbe IV geringfügig höher als an der Station Elbe I, was auf den Einfluss der Elbfahne bzw. den Einfluss der Gezeitenströme zurückgeführt werden kann (Abbildung 4-89). Unterschiede in der Trübung vor oder nach dem Einsetzen der Baggergutverbringung (hier Juni und September) im Jahr 2018 sind nicht ersichtlich. Der Einfluss der Elbfahne ist ebenfalls anhand der Sichttiefe nachvollziehbar (Abbildung 4-90).

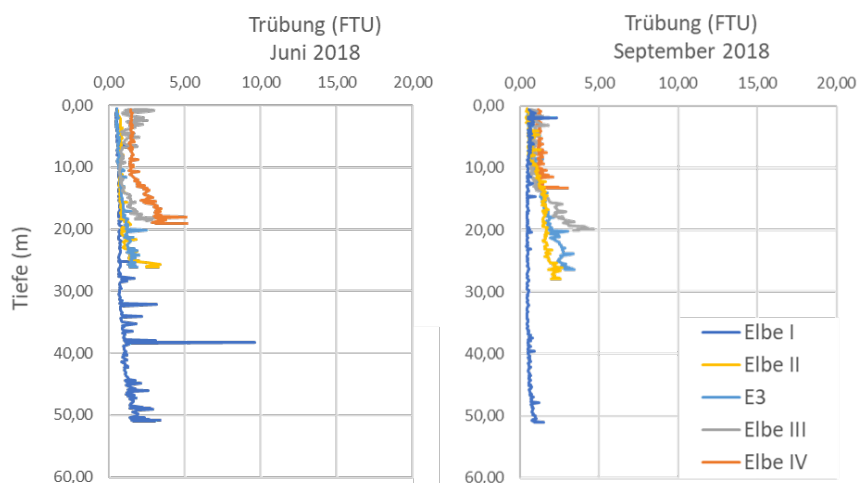


Abbildung 4-89 Trübung in der Wassersäule an den untersuchten Messstationen im Juni (vor Beginn der Baggergutverbringung) und im September (während der Baggergutverbringungen) 2018

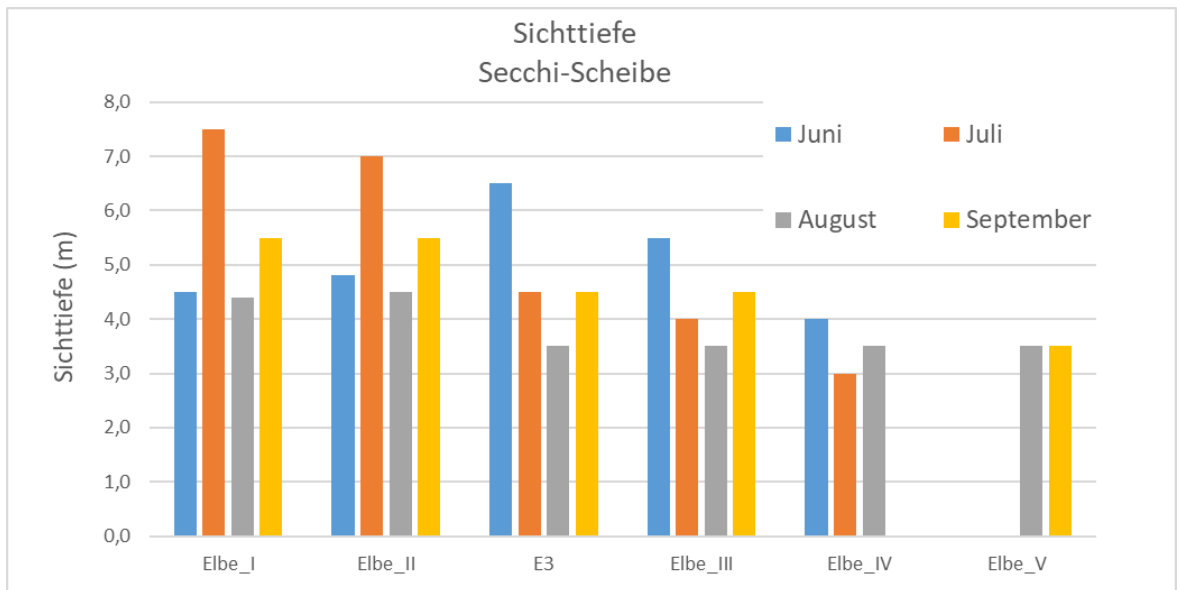


Abbildung 4-90 Sichttiefe an den untersuchten Messstationen von Juni-September 2018

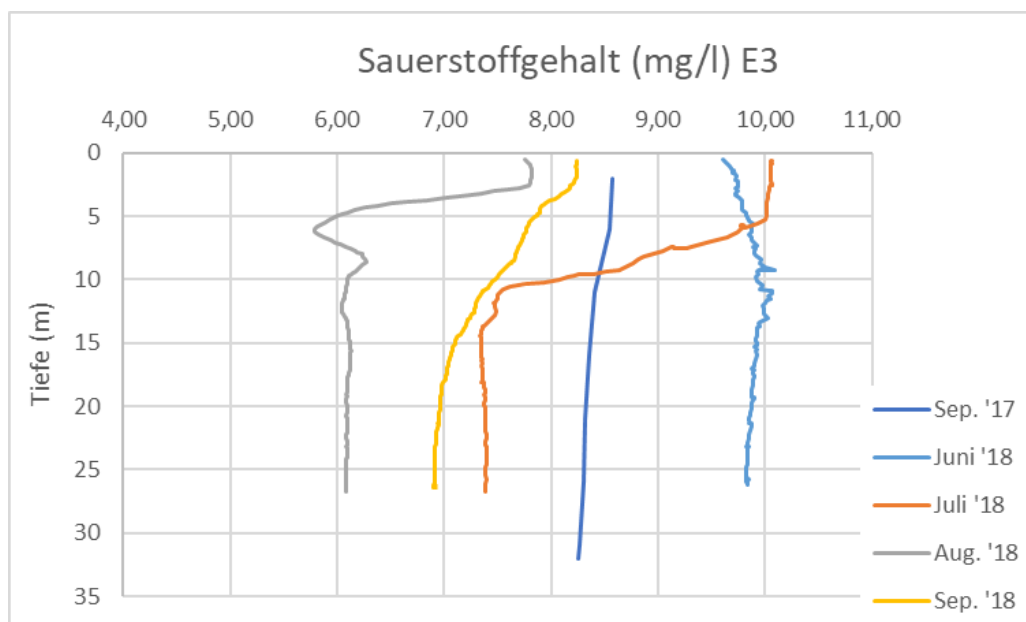


Abbildung 4-91 Tiefenprofil der Sauerstoffgehalte an der Messstation E3 im Sept 2017 und von Juni-September 2018

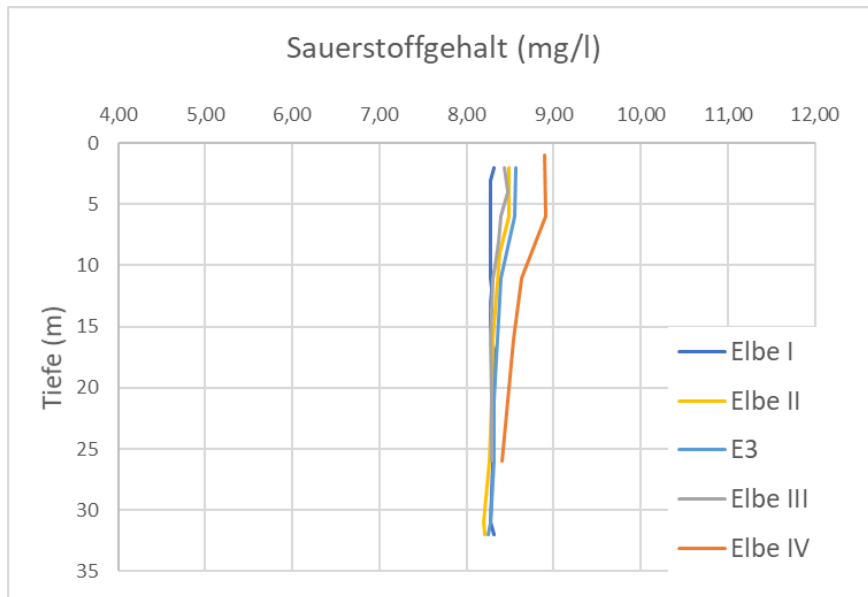


Abbildung 4-92 Sauerstoffgehalt (mg/l) an den einzelnen Messstationen im September 2017

Die Sauerstoffprofile zeigen keine Auffälligkeiten und sind gut miteinander vergleichbar. An der Station E3 wurden in Bodennähe stets Sauerstoffgehalte von über 5 mg/l gemessen (Abbildung 4-91). Im September 2017 tritt aufgrund relativ stürmischer Wetterbedingungen, einhergehend mit einer Durchmischung des Wasserkörpers, keine Schichtung der Sauerstoffgehalte auf, die Gehalte liegen zwischen 8 und 9 mg/l (Abbildung 4-91). Dies ist auch durch die Temperaturprofile nachvollziehbar, die durchgängig Temperaturen um 16,5° C zeigen. Im September 2018 sind die Sauerstoffprofile der einzelnen Stationen ebenfalls gut miteinander vergleichbar (Abbildung 4-93). Die Sauerstoffgehalte liegen zwischen 8,5 und 7 mg/l, nur die Gehalte der hilfsweise hinzugezogenen Station Elbe V liegen mit ca. 9 mg/l etwas höher, was vermutlich durch eine stärkere Strömung in größerer Nähe zur Elbmündung erklärt werden kann. Einen Hinweis auf einen baggergutbedingten Einfluss auf den Sauerstoffgehalt ist auf Grundlage der Daten nicht ersichtlich.

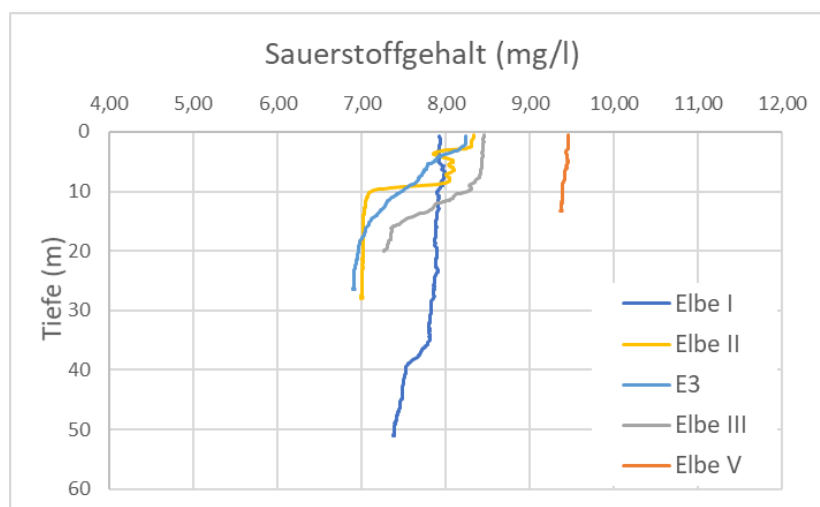


Abbildung 4-93 Sauerstoffgehalt (mg/l) an den einzelnen Messstationen im September 2018

Nährstoffe

Die Nährstoffkonzentrationen an einzelnen Stationen in der Nordsee hängen stark von den vorherrschenden Strömungen und der Entwicklung des Algenwachstums ab. So kommt es im Untersuchungszeitraums zu relativ hohen Fluktuationen der einzelnen Nährstoffgehalte. Exemplarisch dargestellt sind die Ammoniumkonzentrationen, die Phosphatkonzentrationen sowie die Konzentration des gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) für die Untersuchungen 2017-2018 an der Wasseroberfläche (Abbildung 4-94, Abbildung 4-95, Abbildung 4-96) und in Bodennähe (Abbildung 4-97 bis 4-99). Die übrigen Parameter sind in den Tabellen A-47 und A-48 im Anhang einsehbar.

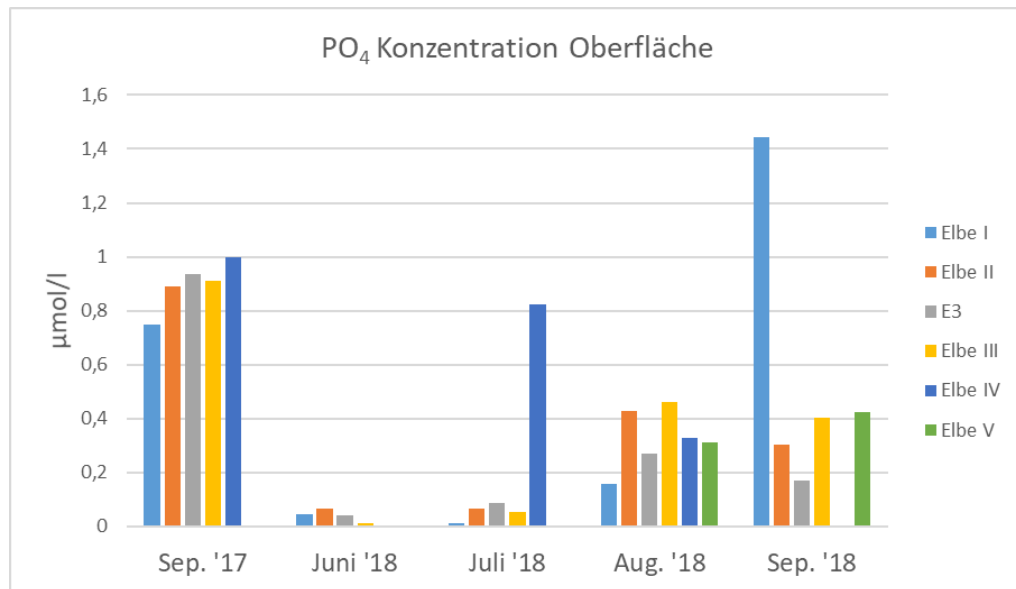


Abbildung 4-94 Phosphatkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche im September 2017 und von Juni - September 2018

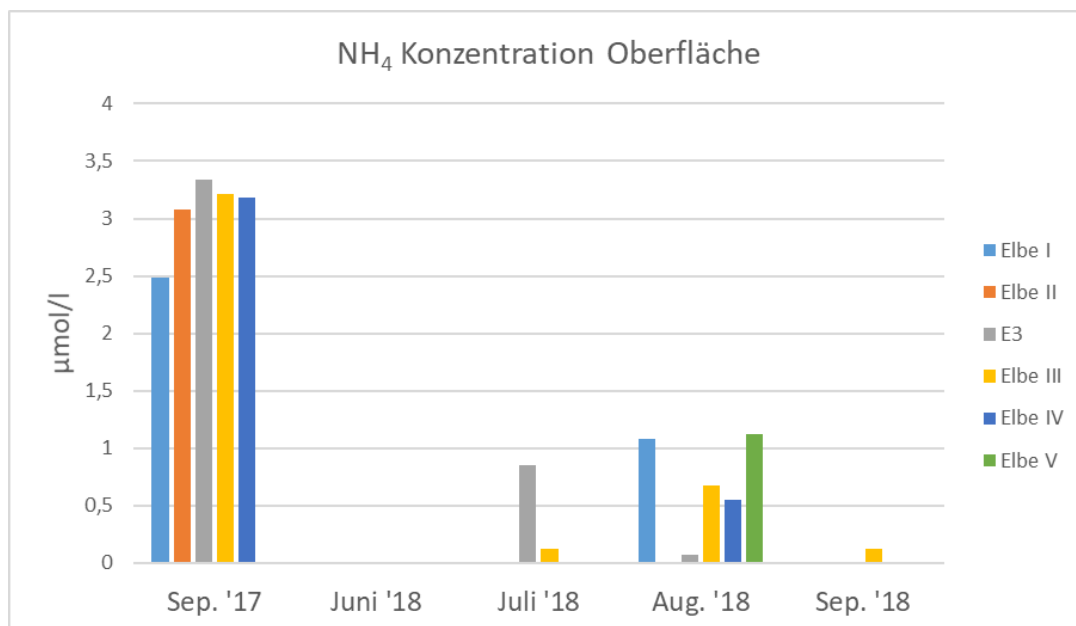


Abbildung 4-95 Ammoniumkonzentrationen (µmol/l) an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche im September 2017 und von Juni - September 2018

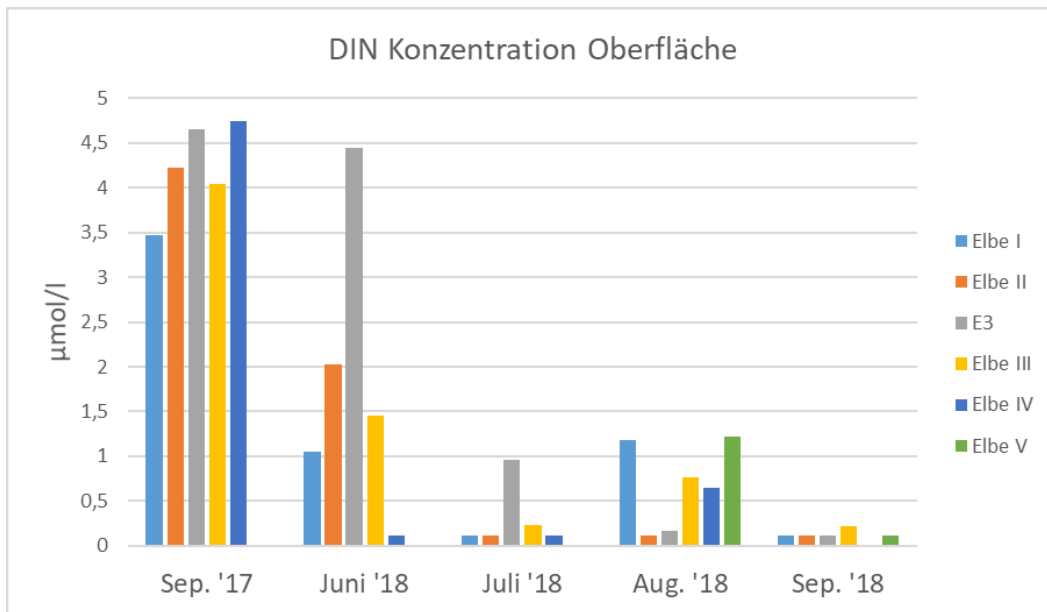


Abbildung 4-96 Gesamtstickstoff ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen an der Oberfläche im September 2017 und von Juni - September 2018

Die Konzentrationen im September 2017 spiegeln den Einfluss der Elbfahne wider und so zeigen die Nährstoffgehalte im Oberflächenwasser an den Stationen Elbe IV, Elbe III, E3 und Elbe II etwas höhere Gehalte als an der Station Elbe I. Für die Untersuchungszeitpunkte im Jahr 2018 ist kein klarer Trend ersichtlich. Die Konzentrationen im Oberflächenwasser sind sehr heterogen und werden durch das Algenwachstum und die damit einhergehende Verfügbarkeit der Nährstoffe bestimmt. So wird im Juni für den Gesamtstickstoff ein lokales Maximum an Station E3 festgestellt, gleichzeitig liegt hier im Vergleich zu den anderen Stationen aber noch kein ausgedehntes Algenwachstum vor (Abbildung 4-101), so dass hier, im Gegensatz zu den anderen Stationen, die Nährstoffe noch in der Wasserphase verfügbar sind.

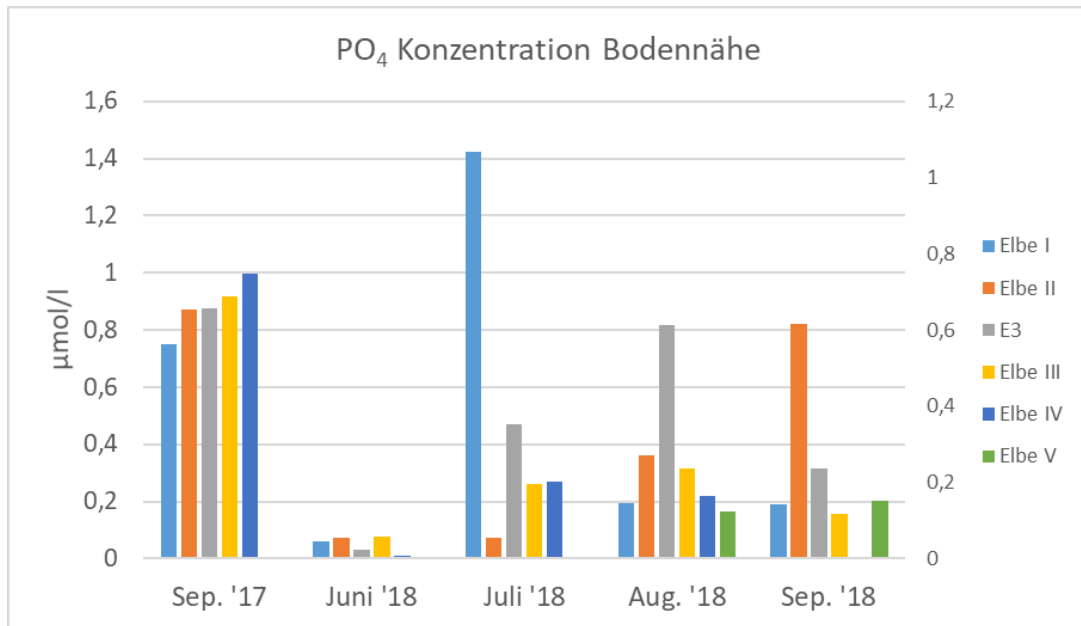


Abbildung 4-98 Phosphatkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe im September 2017 und von Juni - September 2018

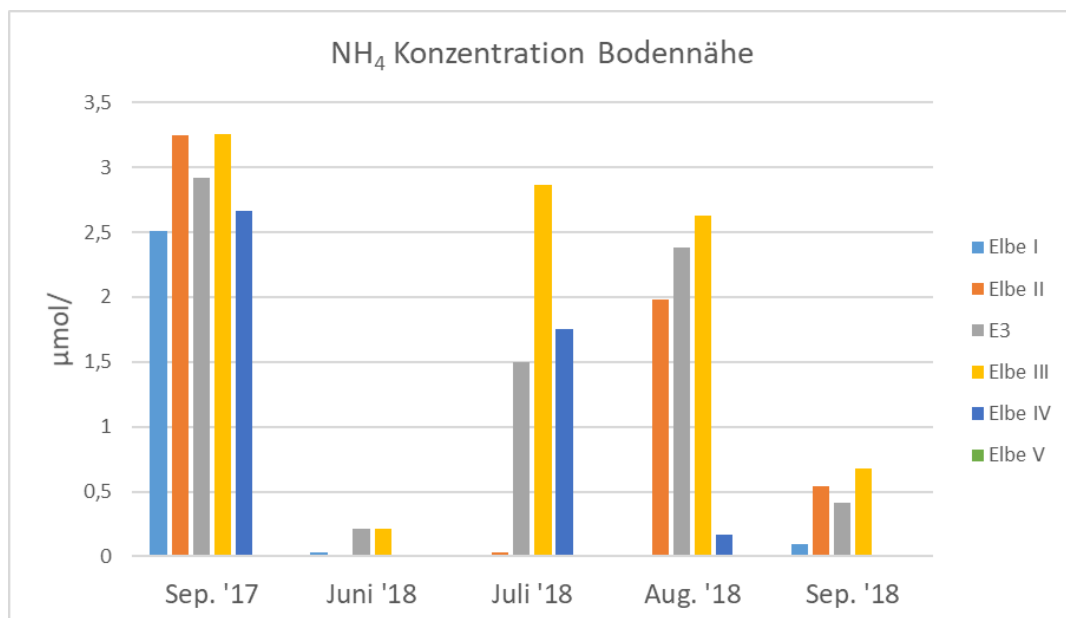


Abbildung 4-97 Ammoniumkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe im September 2017 und von Juni - September 2018

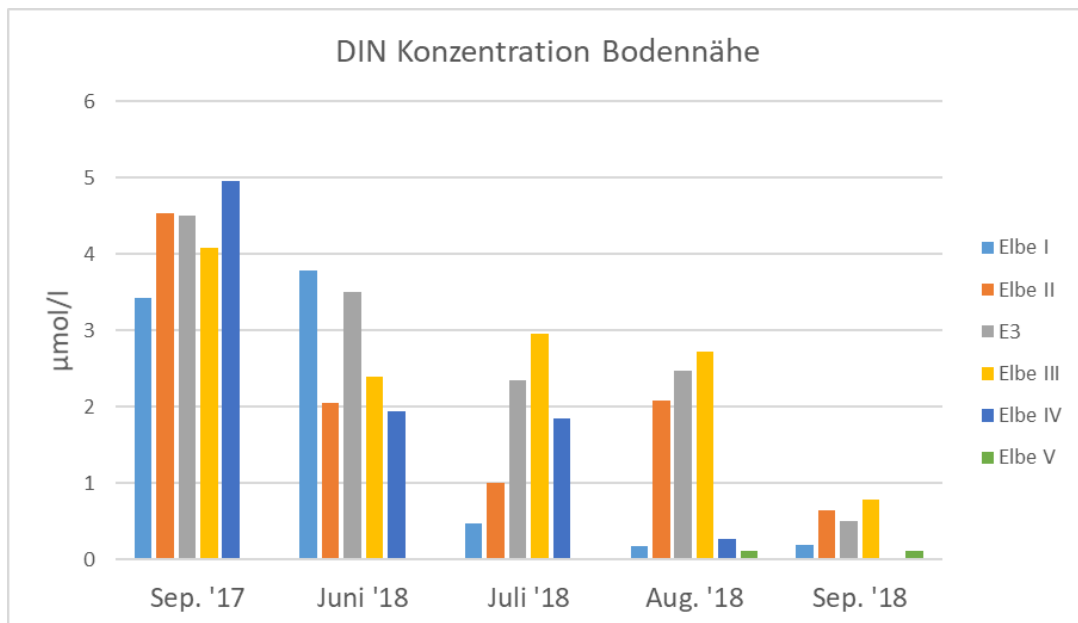


Abbildung 4-99 Gesamtstickstoff ($\mu\text{mol/l}$) an den einzelnen Messstationen in Bodennähe im September 2017 und von Juni - September 2018

Die Untersuchungen in Bodennähe zeigen, dass Konzentrationen von Ammonium und vom Gesamtstickstoff an den Stationen im Schlickfallgebiet (Elbe II, E3 und Elbe III) meist höher liegen als an den Stationen Elbe I und Elbe IV/Elbe V (Abbildung 4-97, Abbildung 4-99). Möglicherweise ist dies auf sehr niedrige Abflusswerte des Elbeoberwassers im Jahr 2018 zurückzuführen (Abbildung 4-100), die auch durch die im Jahr 2018 höheren mittleren Salzgehalte von 32,5 ‰ im Vergleich zum Jahr 2017 mit 31,5 ‰ erkennbar sind. Das Jahr 2018 war nicht nur durch sehr niedrige Monatsmittelabflusswerte im Sommer gekennzeichnet, sondern zeigte auch die seit 1910 höchste Anzahl an Tagen ($N=178$) unterhalb des mittleren Niedrigwasserabflusses. Die geringeren Abflussraten könnten zu einem Abschwächen der Elbfahne geführt haben, was zu relativ niedrigen Nährstoffkonzentrationen an der küstennahen Station Elbe IV geführt hat, während die Stationen im Schlickfallgebiet (Elbe II, E3 und Elbe III) durch den hohen Feinkornanteil in den Sedimenten höhere Konzentrationen aufwiesen. Insgesamt liegen die Konzentrationen von DIN mit 2-3 $\mu\text{mol/l}$ unterhalb bzw. mit Konzentrationen um 2,5 $\mu\text{mol NH}_4$ um die Mittelwerte langjähriger Messreihen (DIN: 5 $\mu\text{mol/l}$, NH_4 : 2,3 $\mu\text{mol/l}$; Aquecology, 2015) und unterhalb der Konzentrationen aus dem September 2017. Ein Zusammenhang mit der Baggergutverbringung zu E3 ist daher unwahrscheinlich.

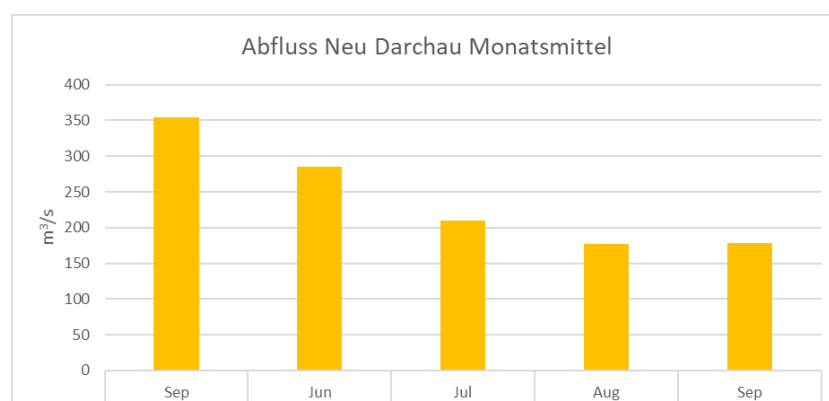


Abbildung 4-100 Monatsmittelwerte des Elbeoberwassers am Pegel Neu Darchau im September 2017 und von Juni bis September 2018

Für Phosphat werden an verschiedenen Stationen lokale Maxima festgestellt. Im August tritt das Maximum an Station E3 auf und auch im Juli liegen die Gehalte etwas höher als an den Stationen Elbe II, Elbe III und Elbe IV (Abbildung 4-98). Zwar kann ein Einfluss der Baggergutverbringung auf die Phosphatkonzentrationen hier nicht vollständig ausgeschlossen werden, es treten aber gleichermaßen lokale Maxima auch an anderen Stationen auf und verweisen auf die Heterogenität des Wasserkörpers, der durch Einzelwerte abgebildet wird. Die Gehalte an der Station E3 liegen innerhalb der Messspanne langjähriger Messreihen (Aquecology, 2015). Signifikante Stationsunterschiede werden für keinen Parameter und an keiner Station festgestellt.

Phytoplankton

Die Ergebnisse der Phytoplanktonbestimmung zeigen bezüglich der Zellzahlen und der Kohlenstoffbiomasse an den untersuchten Standorten im September 2017 und im Jahr 2018 die üblichen Schwankungen, die für den Zeitraum zu erwarten sind und sind vergleichbar mit vorausgehenden Untersuchungen aus den Jahren 2014 und 2016 (AquaEcology, 2015, E3-Jahresbericht der HPA, 2016).

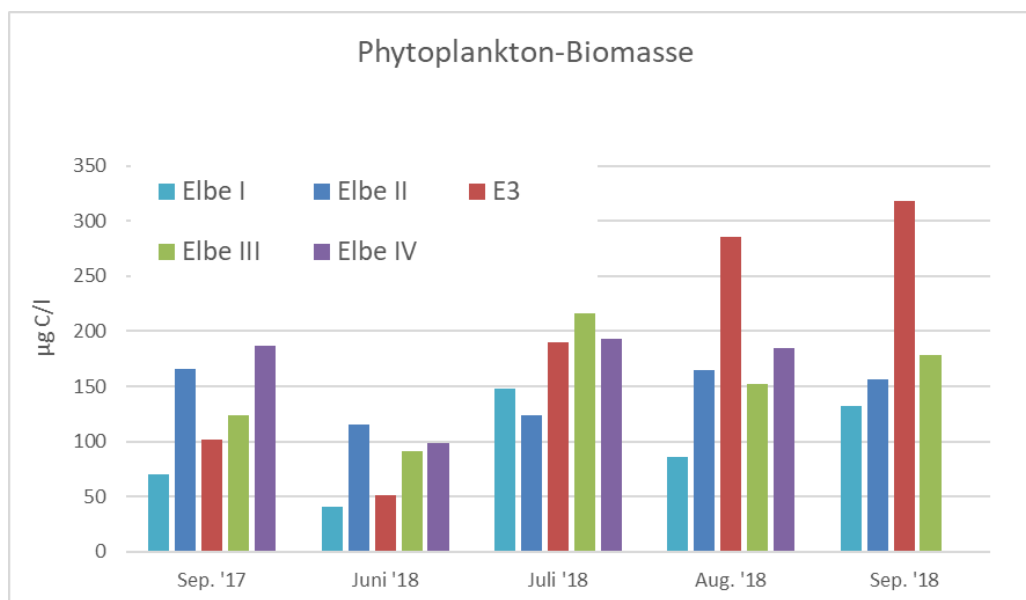


Abbildung 4-101 Zellkohlenstoff als Maß für die Phytoplankton-Biomasse an den einzelnen Messtationen im September 2017 und von Juni-September 2018

Die Zellanzahl pro Liter liegt im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen knapp 900.000 und 12.000.000 Zellen pro Liter. Aussagekräftiger für die Abschätzung des Algenwachstums ist jedoch die Biomasse der Algen, angegeben in Mikrogramm Kohlenstoff pro Liter, die sich aus der Größe und der Anzahl der Algen errechnet. Über den gesamten Zeitraum werden Biomassewerte zwischen 41 und 319 $\mu\text{g C/l}$ erreicht (Abbildung 4-101). Die höchsten Werte werden im August und September 2018 an der Station E3 mit 286 bzw. 319 $\mu\text{g C/l}$ bestimmt. Die im Vergleich zu den Werten an den übrigen untersuchten Stationen höheren Konzentrationen beruhen auf zwei Algentaxa. Im August wurde ein Individuum der Gattung *Proto-peridinium spec.* und im September drei Individuen der Art *Coscinodiscus wailesii* gezählt, die aufgrund ihrer Größe, die u.a. durch eine große Vakuole bestimmt wird, mit hohen Zellkohlenstoffwerten berechnet werden. Laut Experteneinschätzung liegen Kohlenstoffkonzentrationen bis 600 $\mu\text{g/l}$ und höher innerhalb der üblichen Schwankungen in dem Gebiet (persönliche Kommunikation C.D. Dürselen (Aquaecology), Juli

2019). Insgesamt ordnen sich die ermittelten Biomassewerte daher in die natürliche Variabilität, wie sie im Sommer in der Deutschen Bucht vorkommt, ein. Signifikante Gebietsunterschiede wurden weder für die Zellzahl noch für die bestimmte Algen-Biomasse festgestellt.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons wird durch jahreszeitliche Abläufe bestimmt und zeigt keine auffälligen Unterschiede an den einzelnen Stationen. Toxische Algen treten sporadisch an allen Stationen auf. Für *Dinophysis acuminata* wird der OSPAR (2008) Grenzwert von 100 Individuen pro Liter an verschiedenen Stationen überschritten. Laut Aquaecology (2015) ist dies für diese Jahreszeit normal. Ein Zusammenhang mit der Verklappung ist daher nicht abzuleiten. Ein Anstieg dieser Arten gegenüber früheren Untersuchungen wird nicht beobachtet.

c) Zusammenfassung und abschließende Bewertung

Bei der Untersuchung der Wasserphase kann kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf die Trübung, das Sauerstoffregime, die Nährstoffgehalte und die Entwicklung des Phytoplanktons abgeleitet werden.

Der Sauerstoffgehalt liegt bei E3 während des untersuchten Zeitraums stets oberhalb 5 mg/l, auffällige Unterschiede zwischen den Stationen werden nicht beobachtet.

Im Jahr 2018 treten am Pegel Neu Darchau in den Sommermonaten sehr niedrige Abflüsse des Elbeoberwassers auf. Möglicherweise tritt dadurch der Einfluss der Elbfahne auf das Nährstoffregime im Wasserkörper der Deutschen Bucht in den Hintergrund. So treten höhere Nährstoffkonzentrationen in Bodennähe an den Stationen auf, die im Schlickfallgebiet liegen. Gleichzeitig liegen die Nährstoffkonzentrationen im Mittel im Jahr 2018 unterhalb der Konzentrationen, die im September 2017 festgestellt wurden, was ein weiterer Hinweis für einen geringeren Nährstoffeintrag aus der Elbe darstellt (Loewe et al., 2013).

Inwiefern das lokale Maximum der Phosphatkonzentrationen an der Station E3 im August 2018 in Bodennähe ein Hinweis auf den Einfluss der Baggergutverbringung darstellt, muss weiter beobachtet werden. Dem gegenüber stehen auch lokale Maxima an anderen Stationen, die einen heterogenen Wasserkörper widerspiegeln, der durch Einzelwerte bewertet wird. Signifikante Stationsunterschiede wurden für keinen der untersuchten Nährstoffe festgestellt.

Die Entwicklung des Phytoplanktons wird durch die zunehmenden Temperaturen im Wasserkörper im Frühjahr gesteuert, während die Verteilung der Algenblüten ebenfalls durch die Gezeitenströme mitbestimmt wird.

Die Auswertungen zeigen, dass bislang kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf den Wasserkörper des Untersuchungsgebiets festgestellt werden konnte.

4.9 Wattmessstellen

Zugrundeliegende Maßgaben

Maßgabe 2.19: Um sicherzustellen, dass Auswirkungen auf niedersächsische und schleswig-holsteinische Küstenregionen auszuschließen sind, sind weiterhin so genannte Wattmessstellen in das Monitoringprogramm zu integrieren sowie das Messstellennetz in Abstimmung mit der Monitoring-AG zu überprüfen und sinnvoll auszuweiten.

Die Untersuchung an den Wattmessstellen in den Jahren 2017 und 2018 wurden fortgeführt. Die Möglichkeit einer Ausweitung des Messstellennetzes war im Jahr 2016 geprüft worden. Im Dezember 2016 hatte die Monitoring-AG beschlossen, dass zwei neue Stationen in das Messstellennetz mit aufgenommen werden. Hierbei handelt es sich um die Station Osterziel auf Pellworm und Tümlauer Koog auf Eiderstedt. Die Lage dieser Messstellen lies die Gewinnung hinreichend schlickiger Materialien erwarten. Diese beiden Stationen wurden ab dem 1. Quartal 2017 in das Wattmessstellennetz aufgenommen.

In Schleswig-Holstein werden seit 2007 Sedimente an den Messstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch beprobt. In Niedersachsen erfolgt die Beprobung ebenfalls seit 2007 an den Messstellen Harlesiel und Schillighörn. Zudem werden die Ergebnisse der Beprobung der Messstelle Cuxhaven seit 2008 in das Monitoringprogramm integriert. Im Jahr 2017 wurden die beiden Stationen Osterziel und Tümlauer Koog auf Schleswig-Holsteinischem Gebiet in das Wattmessstellennetz aufgenommen. Die Lage dieser Messstationen zeigt Abbildung 4-102.

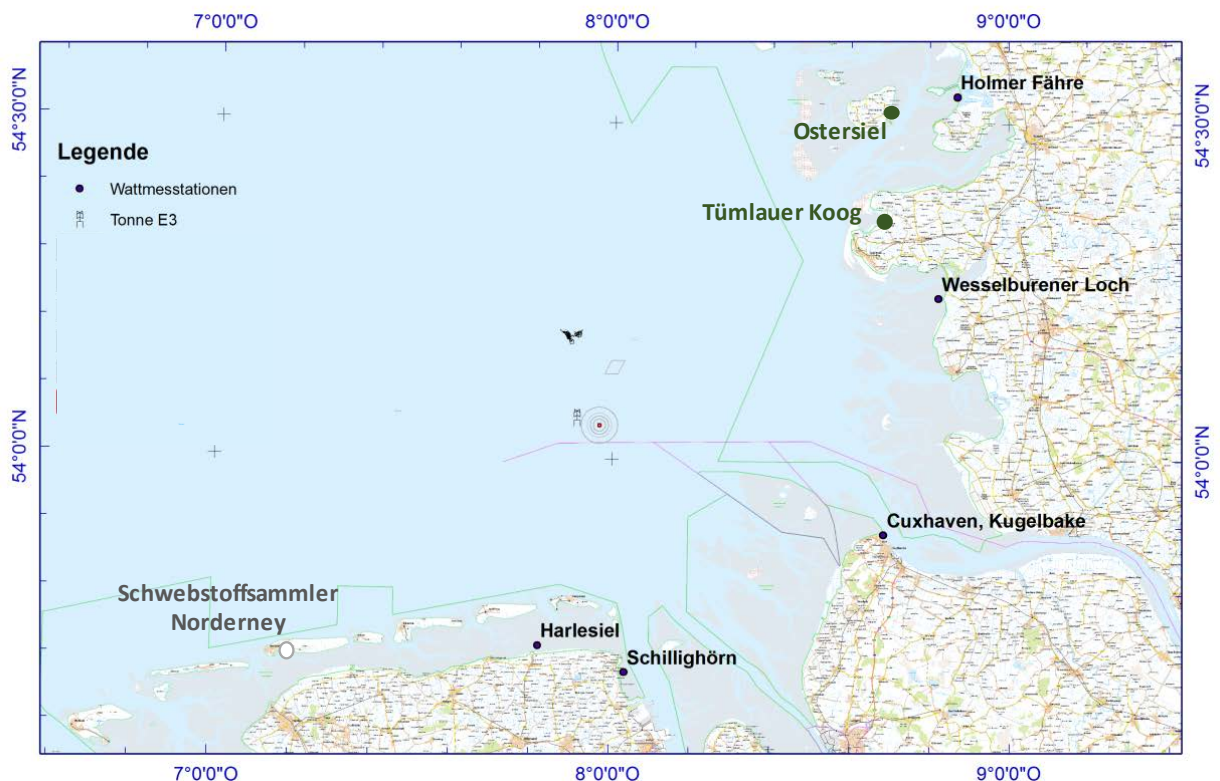


Abbildung 4-102 Lage der Wattmessstellen (Karte: BfG)

schwarze Punkte: Dauermessstationen. grüne Punkte: Stationen neu ab dem Jahr 2017. heller Punkt: Schwebstoffsammler auf Norderney

Die Auswertung der Daten der niedersächsischen Messstellen wurde bis einschließlich des Jahres 2016 von der BfG als eigenständige Auswertung vorgenommen (BfG, 2018a). Diese Daten sind im vorliegenden Bericht in die Auswertung integriert. Die Daten des Schwebstoffsammlers Nordey werden ebenfalls in die Auswertung integriert werden, sobald sie veröffentlicht sind.

a) Schleswig-Holsteinische Wattmessstellen – Datensatz

Um die im Einvernehmen gemäß Maßgabe 2.19 geforderte mögliche Ausweitung des Messstellennetzes zu prüfen, wurde im Jahr 2016 sowohl anhand von Sedimentkarten als auch mittels der Ergebnisse des BLMP-Messprogramms geprüft, an welchen Stellen möglichst feinkörnige Sedimente zu finden sind, an denen zudem eine aktuelle Sedimentation von schlickigem Material aus der Nordsee zu erwarten ist. Im Ergebnis wurde im Dezember 2016 in der AG Monitoring festgelegt, dass im Jahr 2017 das Küstenstationsnetz um die Beprobungsstationen Ostersiel bei Pellworm und Tümlauer Koog an der Halbinsel Eiderstedt ergänzt wird. Die Lage dieser beiden Stationen lässt eine Beprobung schlickiger Sedimente zu.

Die Beprobung der schleswig-holsteinischen Wattmessstelle Holmer Siel sowie die beiden neuen Wattmessstellen Ostersiel und Tümlauer Koog erfolgt durch HPA von Land aus, die Station Wesselburener Loch wird mit einem Schiff durch das WSA Tönning beprobt.

Für alle vier schleswig-holsteinischen Wattmessstellen ist eine quartalsweise Beprobung und damit die Gewinnung von insgesamt vier Proben pro Jahr und Messstation vorgesehen. An der Station Holmer Siel wurden im Jahr 2017 Proben im ersten, zweiten und dritten Quartal gewonnen, während die Beprobung im vierten Quartal aus arbeitsorganisatorischen Gründen entfiel. Im Jahr 2018 wurde die Beprobung in allen vier Quartalen durchgeführt, so dass insgesamt 7 Proben vorliegen. An der Station Wesselburener Loch konnten aufgrund fehlender Schiffsverfügbarkeit im dritten Quartal 2017 und in den ersten beiden Quartalen 2018 keine Proben genommen werden. Insgesamt liegen aus den beiden Jahren damit 5 Proben vor.

Die beiden neuen Wattmessstellen wurden plangemäß in allen vier Quartalen beider Jahre beprobt. Hierbei erfolgte im ersten Quartal 2017 als orientierende Untersuchung die Beprobung an zwei benachbarten Stellen in jeweils 2 Schichten (0-2 und 2-5 cm). Die Station Tümlauer Koog wurde im Dezember 2018 in vier Schichten bis 40 cm beprobt, um zu ermitteln, ob sich an diesem Standort ein Tiefenprofil der Belastungen ableiten lässt. Damit liegen insgesamt 11 Proben für Ostersiel und 14 Proben für Tümlauer Koog vor und damit etwas mehr als im Monitoringkonzept vereinbart.

In den vorangegangenen Jahren wurde häufiger berichtet, dass die Proben zu geringe Schlickanteile für eine Schadstoffanalyse aufwiesen (E3-Jahresbericht der HPA, 2016; BfG, 2018a). Für die Beprobungen in den Jahren 2017 und 2018 wurden hingegen an allen 37 Proben der schleswig-holsteinischen Wattmessstellen Schlickanteile zwischen 30 und 89 % ermittelt, so dass die Proben für eine Analyse der Schadstoffe hinreichend feinkörnig waren. Hierbei waren die Proben vom Tümlauer Koog und vom Holmer Siel mit im Mittel über 70 % Schlickanteil sehr feinkörnig, während die Proben des Wesselburener Lochs mit einem Schlickanteil von im Mittel 42 % und 56 % Feinsand deutlich sandiger waren.

b) Niedersächsische Wattmessstellen – Datensatz

Die beiden niedersächsischen Wattmessstellen Harlesiel und Schillighörn können nur von einem Schiff aus beprobt werden. Aus arbeitsorganisatorischen Gründen konnte das WSA nur einen Teil der geplanten Beprobungen durchführen. Im Jahr 2017 wurden Proben im ersten und dritten, bei der Messstelle Schillighörn auch im zweiten Quartal entnommen. Im vierten Quartal 2017 sowie im ersten Quartal 2018 entfiel die Beprobung. In den folgenden drei Quartalen 2018 wurde die

Probenahme wieder plangemäß durchgeführt. Damit liegen für Harlesiel fünf und für Schillighörn sechs Proben aus beiden Jahren vor. Die dritte Messstelle auf niedersächsischem Gebiet ist die Wattmessstelle Cuxhaven, die seit den 1980er Jahren von der BfG betrieben wird. Hier erfolgte eine monatsweise Beprobung. Insgesamt liegen hier 21 Proben über beide Jahre vor.

An den Stationen Harlesiel und Schillighörn wiesen nicht alle der in den Jahren 2017 und 2018 entnommenen Proben eine hinreichende Menge an Feinkorn auf. An der Station Harlesiel lag der Feinkornanteil in beiden der im Jahr 2017 entnommenen Proben unter 2 %. An einer dieser Proben wurde dennoch eine Analyse der organischen Schadstoffe durchgeführt, deren Ergebnisse fast alle unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Auf weitere Analysen an diesen beiden Proben wurde verzichtet. Die drei Proben aus dem Jahr 2018 lagen mit Feinkornanteilen von 26 bis 65 % hingegen wieder in einem Bereich, der für eine Analyse gut geeignet ist. An diesen drei Proben wurde der gesamte Parameterumfang ermittelt.

An der Station Schillighörn wurde an den fünf Proben, die vom 1. Quartal 2017 bis zum 3. Quartal 2018 entnommen wurden, ebenfalls feinkörniges Material gefunden, das einen Schlickanteil von 16 bis 44 % aufwies. Die Probe des 4. Quartals 2018 war mit einem Schlickanteil von lediglich einem Prozent hingegen sehr sandig. An dieser Probe wurde daher keine Schadstoffanalyse durchgeführt. Aufgrund dieser Befunde werden die Probenehmer kontaktiert, um die Gründe für die zu einigen Terminen fehlende Eignung des Materials zu ermitteln.

An der Messstelle Cuxhaven wurde zu allen 21 Terminen ausreichend feinkörniges Material gewonnen. Die Schlickanteile lagen bei 23 bis 93 %, mit einem Mittelwert von 68 %.

Schwermetall- und Arsenkonzentration an den Wattmessstellen

Die höchsten Schadstoffgehalte treten für Quecksilber, Zink, Kupfer und Cadmium an der elbnahe Messstelle der BfG in Cuxhaven auf (Abbildung 4-103; Tabelle A-50). Der Gehalt an Cadmium in der Feinfraktion ist dabei an der Ems- und Weser-nahen Messstelle Harlesiel ähnlich hoch wie in Cuxhaven, wobei aber die absoluten Gehalte an Feinkorn in diesen Proben teilweise unter 2 % und damit sehr niedrig liegen. Sehr geringe Anteile an Feinkorn können durch relative Anreicherung von Schwermetallen im Feinstkorn zu hohen Schwermetallkonzentrationen führen. Für die übrigen Metalle Arsen, Blei, Nickel und Chrom werden an der Messstelle Cuxhaven keine höheren Gehalte im Vergleich zu den anderen Stationen ermittelt (s. Werte in Tabelle A-50). Dies entspricht auch den Erwartungen, da für Cadmium und Zink und nachgeordnet auch für Quecksilber und Kupfer ein Gradient der Schadstoffe über die Tideelbe vom Wehr Geesthacht Richtung Elbmündung ermittelt wird, während die Belastungsunterschiede der Tideelbe im Längsverlauf Richtung Nordsee für Blei, Arsen, Chrom und Nickel deutlich geringer sind (Kleisinger et. al, 2015).

Die Metallkonzentrationen der Proben aus den Jahren 2017 und 2018 liegen im Wesentlichen innerhalb der Spannweite, die seit Beginn der Erhebung im Jahr 2007 an den jeweiligen schleswig-holsteinischen resp. niedersächsischen Wattmessstellen festgestellt wurde (Tabelle A-49; Tabelle A-450). Dies gilt auch für die neuen schleswig-holsteinischen Messstellen Ostersiel und Tümlauer Koog, deren Werte sich innerhalb der Spanne bewegen, die an den Messstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch im Zeitraum 2007 bis 2016 ermittelt wurde. Lediglich in einer Probe an der Messstelle Cuxhaven aus dem Oktober 2017 wird eine Überschreitung der bisherigen Spanne für Zink und Cadmium ermittelt. Hier liegt der Wert für Zink mit 370 mg/kg <20 µm über dem bisherigen Höchstwert von 350 mg/kg <20 µm und für Cadmium mit 1,4 mg/kg <20 µm über dem bisherigen Höchstwert 1,3 mg/kg <20 µm. Die Mittelwerte bewegen sich mit 224 mg/kg in der Fraktion < 20 µm für 2017 und 2018 (Zink) und 0,5 mg/kg in der Fraktion < 20 µm für 2017 und 2018 (Cadmium) unterhalb der Mittelwerte aus 2007 bis 2016 (256 und 0,7 mg/kg Fraktion <20 µm für

Zink und Cadmium). Dies zeigt deutlich, dass es in den Jahren 2017 und 2018 keine Zunahme der Belastung mit Cadmium und Zink in Cuxhaven gegeben hat.

Für die Ermittlung der regionalen Hintergrundbelastung wurden die Werte von 13 niedersächsischen Messstellen des NLWKN und von 5 schleswig-holsteinischen Messstellen des LANU aus dem Zeitraum 2000 bis 2005 und damit vor Beginn der Baggergutverbringung herangezogen. Diese Werte sind jeweils in Tabelle A-50 und A-49 aufgeführt. Auch von der Messstelle bei Cuxhaven liegen Vergleichswerte aus diesem Zeitraum vor (Tabelle A-50). Die Metalle aus dem Berichtszeitraum 2017 und 2018 zeigen für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink keine Erhöhung gegenüber der regionalen Hintergrundbelastung aus der Zeit vor der Baggergutverbringung. Lediglich Kupfer zeigt im Bereich der schleswig-holsteinischen Messstellen in den Jahren 2017 und 2018 mit im Mittel $25 \text{ mg/kg} < 20 \mu\text{m}$ höhere Werte als der Mittelwert von $18 \text{ mg/kg} < 20 \mu\text{m}$ aus dem Zeitraum vor Beginn der Baggergutverbringung (Tabelle A-49). Ein systematischer Unterschied für Kupfer ist seit 2007 festzustellen und sehr wahrscheinlich auf Unterschiede in der Analytik zurückzuführen (BfG, 2018a).

Im zeitlichen Verlauf ist seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 2007 kein ansteigender Trend der Schwermetall- und Arsengehalte zu erkennen (Abbildung 4-103 A-C, Vergleich 2007-2016 zu 2017-2018 und Werte in Tabelle A-42, Tabelle A-50). Damit ist nicht von einer Zunahme der Schwermetall- und Arsengehalte durch die Baggergutverbringung auszugehen.

Das Tiefenprofil für die vier Proben des Tümlauer Koog zeigt für den Dezember 2018 für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink keinen Gradienten über die Tiefe, also weder mit der Tiefe zunehmende noch abnehmende Belastungen. Lediglich ein Quecksilberwert liegt mit $0,5 \text{ mg/kg} < 20 \mu\text{m}$ in der obersten Schicht von 2 cm (signifikant) höher als die Werte darunter von $0,25$ bis $0,31 \text{ mg/kg} < 20 \mu\text{m}$. Ein Vergleich mit den Messdaten der gesamten Zeitreihe sowie den Messstellen des BLMP ergab, dass einzelne Werte in dieser Größenordnung und auch höher in der Deutschen Bucht hin und wieder auftreten und auch vor Beginn der Baggergutverklappung aufgetreten sind. Da auch die organischen Schadstoffe kein Tiefenprofil gezeigt haben (s. u.), ist davon auszugehen, dass mittels Tiefenbeprobung am Standort Tümlauer Koog kein Gradient über die Zeit abgebildet wird.

Organische Schadstoffe an den Wattmessstellen

Bei den organischen Schadstoffen weist die Messstelle Cuxhaven aufgrund des Elbeeinflusses für die Mehrzahl der Parameter die höchsten Werte auf, und zwar sowohl in den Jahren 2017 und 2018 als auch im Zeitraum davor (2007 bis 2016) (Abbildung 4-103 D-F, Tabelle A-50). Dies gilt besonders für die DDX-Verbindungen, für Hexachlorbenzol und für TBT (s. Abbildung 4-103 D-F), aber ebenfalls, wenn auch etwas weniger deutlich ausgeprägt, für PCB Summe 7, Pentachlorbenzol, PAK-Verbindungen und Kohlenwasserstoffe, wobei die beiden letztgenannten Parameter auch in Harlesiel Messergebnisse zeigen, die denen in Cuxhaven vergleichbar sind (Tabelle A-50). Die HCH-Verbindungen liegen hingegen an allen Messstellen nahe resp. unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tabelle A-50).

Regionale Belastungswerte aus dem Zeitraum vor 2005, wie für die Schwermetalle, liegen für die organischen Parameter nicht vor (BfG, 2018a). Der Feinkornanteil lag an den BLMP-Stationen in den küstennahen Bereichen nur in sehr wenigen Proben über 10 Gew.-%, sodass interpretierbare Ergebnisse schwer zu erhalten waren. Zusätzlich erweisen sich die hohen Bestimmungsgrenzen mit $2,5 \mu\text{g/kg}$ für die Chlorbenzole, Hexachlorcyclohexane, Polycyclischen Aromate, DDT und Metabolite sowie $4 \mu\text{g/kg}$ für die Organozinnverbindungen als problematisch für die Auswertungen (BfG, 2018a). Daher können die Konzentrationen aus den Jahren 2017 und 2018 lediglich mit den Konzentrationen verglichen werden, die seit 2007 an den gleichen Wattmessstellen ermittelt wurden.

Die Mittelwerte der organischen Parameter für 2017 und 2018 liegen in der gleichen Größenordnung, die an den jeweiligen niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Messstellen in den Jahren 2007 bis 2016 ermittelt wurden (Abbildung 4-103 für pp-DDD, Hexachlorbenzol und TBT; Tabelle A-49 und A-50 für die übrigen Werte). Auch die Einzelwerte liegen im Wesentlichen in der Spanne der Werte, die an den entsprechenden Messstellen im Zeitraum 2007 bis 2016 ermittelt wurden. Lediglich die Messstelle Wesselburener Loch zeigt einen α -HCH-Wert von 0,07 $\mu\text{g}/\text{kg}$, der knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von $<0,05 \mu\text{g}/\text{kg}$ liegt, die zwischen 2010 und 2016 nicht überschritten wurde. Die Maximalwerte an der in 2017 neu aufgenommenen Messstelle Tümlauer Koog aus den Jahren 2017 und 2018 überschreiten zwar für α -HCH, pp-DDD und pp-DDE knapp die Spanne der Werte der beiden schleswig-holsteinischen Messstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch, liegen aber noch innerhalb der Spanne, die an den niedersächsischen Messstellen Harlesiel und Schillighörn ermittelt wurden (Tab. A-49, A-50). Etwas höhere Gehalte organischer Parameter an der Messstelle Tümlauer Koog sind auch zu erwarten, da der Feinkornanteil und der Gehalt an organischer Substanz an dieser Messstelle ebenfalls höher liegen als an den anderen Wattmessstellen. Insgesamt entsprechen die im Jahr 2017 und 2018 ermittelten Werte damit denen aus den vorangegangenen Jahren. Im zeitlichen Verlauf ist seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 2007 kein ansteigender Trend der Gehalte zu erkennen. Damit ist nicht von einer Zunahme der Belastung mit organischen Schadstoffen durch die Baggergutverbringung auszugehen.

Die Werte der Messstelle Tümlauer Koog zeigen im Tiefenprofil keinen Gradienten, d.h. weder mit der Tiefe zunehmende noch abnehmende Gehalte. Bei Anwendung der erweiterten Messunsicherheit ergeben sich auch keine signifikanten Unterschiede. Da auch die Schwermetall- und Arsengehalte kein Tiefenprofil gezeigt haben (s. o.), ist davon auszugehen, dass mittels Tiefenbeprobung am Standort Tümlauer Koog kein Gradient über die Zeit abgebildet wird.

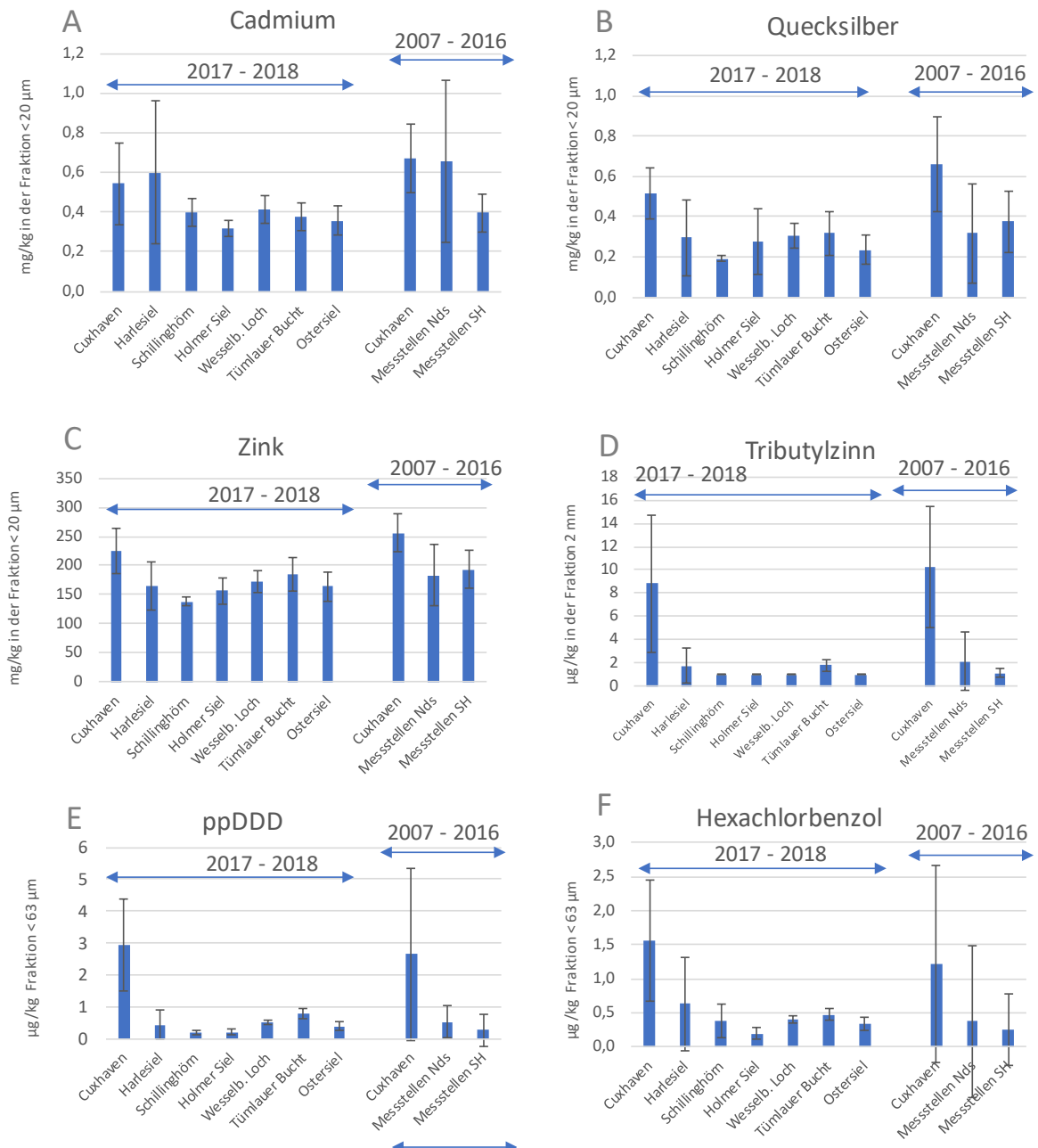


Abbildung 4-103 Mittlere Gehalte der Parameter Cadmium, Quecksilber, Zink, pp-DDD und Hexachlorbenzol in den Wattmessstellen in den Jahren 2017/2018 sowie im Vergleich im Zeitraum 2007 bis 2016. Balken geben Standardabweichung an.

Fazit

Eine Akkumulation bzw. eine Beeinträchtigung der Küstenregionen durch verdriftetes Baggergut lässt sich aus den seit 2007 erhobenen Daten der schleswig-holsteinischen und der niedersächsischen Wattmessstellen nicht ableiten.

5. Tragfähigkeit der Verträglichkeitsvorprüfung gemäß FFH- und VS-Richtlinie sowie der artenschutzrechtlichen Bestimmungen

Der im April 2016 erteilten Genehmigung des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung (MELUND) zur Baggergutverbringung aus Hamburger Landeshafengewässern in das Schlickfallgebiet bei Tonne E3, ging eine umfangreiche Vorprüfung der Verträglichkeit der Erhaltungsziele der umliegenden FFH- und Vogelschutzgebiete gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG; kurz: FFH-RL) und Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG; kurz: VS-RL) gemäß § 34 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sowie eine Überprüfung der artenschutzrechtlichen Bedingungen nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) durch die HPA voraus, die mit dem Antrag auf Verlängerung der Maßnahme im August 2019 und anschließender Genehmigung im Oktober 2019 aktualisiert wurde.

Für die Prüfungen wurden Voraussetzungen angenommen, die im Folgenden anhand der aktuellen Datenlage überprüft und im Rahmen der maßnahmenbezogenen Berichterstattungen validiert werden.

Überprüfung der artenschutzrechtlichen Bestimmungen

Für die artenschutzrechtliche Prüfung müssen nach § 7 Absatz 2 Nr. 13 und 14 BNatSchG folgende Arten geprüft werden:

Tier- und Pflanzenarten, die in Anhang IV der FFH-RL aufgeführt sind sowie die in Europa natürlich vorkommenden Vogelarten im Sinne des Artikels 1 VS-RL (europäische Vogelarten).

Die Arten, die aufgrund ihrer Verbreitung und ihrer Lebensweise von der Baggergutverbringung betroffen sein könnten und durch die Listung im Anhang IV der FFH-Richtlinie als besonders geschützt gelten, sind der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) und der Europäische Stör (*Acipenser sturio*) als Vertreter der Fische sowie der Schweinswal (*Phocoena phocoena*) aus der Gruppe der Säugetiere.

Für den Nordseeschnäpel konnte gezeigt werden, dass das Einbringgebiet kein wichtiges Nahrungsgebiet darstellt und die Laichgebiete im Bereich oberhalb der Flussmündungen liegen. Bislang konnte der Nordseeschnäpel während regelmäßiger Untersuchungen der Fischfauna im Einbringgebiet nicht nachgewiesen werden (BioConsult, 2018a; 2018b). Der Europäische Stör gilt als ausgestorben, ein Exemplar wurde im Mai 2017 im Gebiet erfasst - hierbei handelte es sich um ein Exemplar aus einem Wiederansiedlungsprojekt des Bundesamtes für Naturschutz (BioConsult, 2018a, 2018b). Eine signifikante Betroffenheit der Arten ist daher weiterhin nicht gegeben.

Die artenschutzrechtliche Überprüfung durch die HPA im Jahr 2016 und 2019 hat für den Schweinswal keine signifikante Beeinträchtigung im Sinne des §44 Abs. 1 BNatSchG durch die Baggergutverbringung ergeben. Eine detaillierte Schweinswalkartierung liegt für die Jahre 2002 – 2007 und 2008-2015 vor (Viquerat et al., 2015). Hier werden das Sylter Außenriff als Hauptverbreitungsgebiet beschrieben, während ab 2008 auch der Borkum Riffgrund eine größere Rolle als Verbreitungsgebiet der Schweinswale spielt. Daten des BfN Monitorings stehen in einzelnen Gebieten aus dem Jahr 2017 für das Frühjahr und für 2018 aus dem Frühjahr und Sommer zur Verfügung (Nachtsheim et al., 2017; 2018). Die Untersuchungen zeigen, dass Schweinswale in der Nähe der Verbringestelle sporadisch anzutreffen sind (<https://geodienste.bfn.de/schweinswalverbreitung>). Insgesamt ist anhand der vorliegenden Daten zu erwarten, dass sich die Hauptverbreitungsgebiete sowie Haupttrouten zur Nahrungsaufnahme seit der Detailkartierung (Viquerat et al., 2015) nicht wesentlich verändert haben.

Für die Verbreitung der Vogelarten, die durch die VS-RL geschützt werden, liegen für die Jahre 2017 und 2018 Daten aus dem Seevögelmonitoring der Nord- und Ostsee (Borkenhagen et al., 2017; 2018) sowie Daten vom Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von NATURA 2000 (Guse et al. 2018) vor. Aus der Prüfung der artenschutz-rechtlichen Bedingungen im Februar 2016 und August 2019 geht hervor, dass das Einbringgebiet als Rast-, Durchzugs-, und Nahrungsgebiet von geringer Bedeutung ist und Brut- und Mauserplätze von dem Vorhaben nicht betroffen sind.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Dichte und räumliche Verbreitung der Arten in Abhängigkeit zum Wettergeschehen und vom Hauptdurchzug der Arten, innerhalb der AWZ stark variiert und die Baggergutverbringung nur einen Faktor darstellt, der die Verbreitung der Seevögel beeinflussen könnte.

Verbotsbestände nach dem BNatSchG §44 Abs. 1 bestehen nicht.

Die Sachlage für den Biotopschutz gemäß § 30 BNatSchG i.V.m. § 21 LNatSchG hat sich seit der Prüfung durch die HPA im Februar 2016 und August 2019 nicht verändert. Die Verbringestelle liegt im Bereich des großräumig vorhandenen marinen Biotoptyps „Feinsubstratbiotop mit Schlicksubstrat“. Es sind keine gesetzlich geschützten Biotope von der Maßnahme betroffen.

FFH- und Vogelschutzgebiete

Für die Vorprüfung auf Verträglichkeit gemäß der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie hat die HPA im Februar 2016 und im August 2019 eine detaillierte Studie zu den verschiedenen Natura 2000 Schutzgebieten durchgeführt. Die Studie hat ergeben, dass aufgrund der großen Distanzen zwischen Schutzgebieten und Einbringstelle, kein direkter Einfluss der Baggergutverbringung auf die jeweiligen Schutzgebiete zu erwarten ist. Eine Untersuchung der Schwebstoffausbreitung wurde im September 2016 im Rahmen einer ADCP-Kampagne durchgeführt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016). Die im Jahr 2017 und 2018 ausgebrachten Schwebstofffallen (Kapitel 4.6) zeigen, dass anhand der Menge der gemessenen Schwebstoffmengen und der Gehalte der untersuchten Schwermetalle ein Einfluss der Baggergutverbringung in die Schutzgebiete nicht festzustellen ist. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass eine Beeinträchtigung der Schutzgebiete durch die Baggergutverbringung unwahrscheinlich ist.

Die Schutzgebiete, die am dichtesten zur Einbringstelle bei Tonne E3 liegen sind:

- FFH-Gebiet „Helgoland mit Helgoländer Felssockel (1813-391) in 10,4 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Seevogelschutzgebiet Helgoland (1813-491) in 8,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Steingrund (1714-391) in 14,3 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer (2016-301) in 20,4 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- Vogelschutzgebiet Östliche Deutsche Bucht (1011-401) in 36,5 km Entfernung zur Einbringstelle
- EU-Vogelschutzgebiet „Hamburgisches Wattenmeer (2016-401) in 23,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Niedersächsisches Wattenmeer (2306-301) in 26,8 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen

- EU-Vogelschutzgebiet „Niedersächsisches Wattenmeer (2210-401) östl. in 15,0 km und südl. in 20,7 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- FFH-Gebiet „Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und angrenzende Küstengebiete (0916-391) in 23,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen
- EU-Vogelschutzgebiet „Ramsar-Gebiet Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ und angrenzende Küstengebiete (0916-491) in 23,9 km Entfernung zur Einbringstelle gelegen.

Die Gebiete haben sich seit der Prüfung im Jahr 2016 bzw. 2019 nicht in ihrer räumlichen Ausdehnung verändert, die genannten Entfernungen zur Einbringstelle sind demnach gleichgeblieben. Des Weiteren sind seit 2017 keine neuen FHH- oder Vogel-Schutzgebiete ausgewiesen worden. Die genannten Gebiete mit den angegebenen Entfernungen zur Einbringstelle können daher weiterhin als ausreichend für die Beurteilung angesehen werden.

Die Verträglichkeitsprüfung beruhte auf der Analyse von potenziellen Beeinträchtigungen auf die untersuchten Gebiete durch das Vorhaben und umfasst folgende Bestandteile von Wirkpfaden:

Vergrämung durch visuelle Störung bzw. Licht und/oder Lärm

Bei der Betrachtung dieser Wirkpfades wurden mögliche kurzzeitige Beeinträchtigungen einzelner Tiere der Artengruppe Meeressäuger und Vögel angenommen, populationsbeeinträchtigende Störungen und damit erhebliche Beeinträchtigungen der entsprechenden Erhaltungsziele der Schutzgebiete wurden hingegen ausgeschlossen, da die Einbringstelle in ausreichendem Abstand zu den Schutzgebieten der Arten liegt. Die Frequenz und Dauer der Maßnahme entsprechen den angenommenen Bedingungen, daher ist weiterhin ausschließlich mit kurzzeitigen Beeinträchtigungen zu rechnen. Die im Antrag der HPA im Jahr 2016 und 2019 formulierten Voraussetzungen sind somit weiterhin als tragfähig zu betrachten und es werden keine erhebliche Beeinträchtigung durch die Baggergutverbringung erwartet.

Bedeckung von Makrozoobenthos und Fischen mit Sediment und die verbundene Auswirkung der Bedeckung auf die Nahrungskette (Fische, marine Säuger und Vögel)

Das Monitoring des Makrozoobenthos (MZB) und der Fischfauna wird seit 2005 an der Einbringstelle durchgeführt. Die Auswertung der Daten seit 2005 hat ergeben, dass für das MZB nur in den direkten Klappzentren Ost und Süd und ihrer unmittelbaren Umgebung Auswirkungen der Verbringung auf das MZB festgestellt werden konnte. Über den Einbringbereich hinaus sind keine direkten verbringungsbedingten Effekte feststellbar. Dies konnte für das Jahr 2017 und 2018 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2019a, 2019b)

Nach wie vor kann die Gefahr einer Schädigung oder Tötung von einzelnen Individuen geschützter Fisch- und Neunaugenarten oder deren Brut in Folge der Verklappung an der Verbringstelle selbst nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Eine indirekte negative Beeinflussung der sich vom Makrozoobenthos ernährenden Fischarten ist ebenfalls im Bereich der Klappstellen nicht auszuschließen. Allerdings ist in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen, dass geschützte Fischarten im Untersuchungsgebiet rund um „Tonne E3“ gar nicht (Nordseeschnäpel, Meerneunauge) oder nur vereinzelt (Stör, Flussneunauge, Finte) nachgewiesen wurden. Eine Auswirkung der Baggergutverbringung auf die Fischfauna beruht ausschließlich auf dem kurzzeitigen Effekt der Vergrämung (BioConsult, 2015). Dies konnte für die Jahre 2017 und 2018 weiterhin bestätigt werden (BioConsult, 2018a und 2018b).

Die begleitenden Untersuchungen zum Makrozoobenthos (siehe Kapitel 4.4) zeigen, dass die Einbringstelle dicht besiedelt ist. Die Bedeutung einer möglichen Bedeckung des MZB oder der Fisch-

fauna für die in der Nahrungskette höher angesiedelten Organismen ist lokal und zeitlich sehr begrenzt und spielt daher für die genannten Tiergruppen eine untergeordnete Rolle. Außerdem stellt die Einbringstelle für Vögel und Meeressäuger keine maßgebende Nahrungsquelle dar.

Die aktuellen Untersuchungen aus den Jahren 2017 und 2018 zum Vorkommen und Abundanz von MZB und Fischfauna (Kapitel 4.4 und 4.5) fügen sich unauffällig in das Gesamtbild ein, so dass weiterhin keine erheblichen Beeinträchtigungen auf die verschiedenen Organismusgruppen durch die Baggergutverbringung zu erwarten sind.

Störung der Nahrungsaufnahme durch Trübung der Wassersäule

Im Herbst 2016 wurde eine umfangreiche Untersuchung zur Verdriftung von Schwebstoffen während der Einbringung von Baggergut durchgeführt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016; HR Wallingford, 2017). Die Ergebnisse der Kampagne zeigen, dass die Schwebstoffe maximal 5 Kilometer (6 km in 2005, (DLR 2005)) bzw. maximal 2,5 Stunden in der Wassersäule nachweisbar sind. Daher kann die Annahme, dass nur eine lokale und zeitlich sehr begrenzte Beeinträchtigung von Vögeln bei der Nahrungssuche direkt während der Verklappung zu erwarten ist, bestätigt werden. Für Fische und marine Säuger spielen visuelle Sinne bei der Nahrungssuche eine untergeordnete Rolle.

Die Annahme, dass die Trübung der Wassersäule keine Beeinträchtigung des Jagdverhaltens darstellt, hat sich vor dem Hintergrund der Untersuchungen als tragfähig erwiesen.

Auswirkung durch Schadstoffbelastung und Bioakkumulation

Vogelarten, die sich hauptsächlich von benthischen Invertebraten ernähren, könnten von einer Schadstoffanreicherung betroffen sein, ebenso wie die in der Nahrungskette höher angesiedelten FFH-Arten Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund.

Die Bewertung des bioakkumulativen Potentials zur Vorprüfung der FFH-Verträglichkeit wurde durch Bioakkumulationsuntersuchungen vorgenommen, die seit 2005 an der Pfeffermuschel, seit 2008 an der Wellhornschncke und seit 2009 auch an der Kliesche durchgeführt werden. Im Rahmen der Vorprüfung wurde darauf hingewiesen, dass bislang nur kurzzeitige, baggergutbedingte Anreicherungen festgestellt werden konnten, die die Annahme begründen, dass keine erheblich nachteiligen Auswirkungen auf die sich vom Benthos ernährenden Organismen Vögel und die in der Nahrungskette höher angesiedelten Arten Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe zu erwarten sind. Nach der vorläufigen Beendigung der Verbringung im Jahr 2010 sanken die Werte wieder auf die Hintergrundgehalte ab.

Für 2017 und 2018 wurden erhöhte Schadstoffanreicherungen in den Lebern der Klieschen, den Lebern und Muskeln der Schollen, den Wellhornschncken und der Pfeffermuschel im Einbringbereich festgestellt (siehe Kapitel 4.7). Diese Anreicherungen bleiben weitgehend auf den die Klappzentren und den 1-km-Kreis begrenzt. Im Jahr 2018 wurde für die Klieschenlebern eine Anreicherung im 2-3 km Außengebiet, dass sich mit einem Radius von 2-3 km um das Klappzentrum Ost befindet, festgestellt. Daraufhin durchgeführte Nachuntersuchungen im Frühjahr 2019 zeigen, dass diese Schadstoffanreicherungen nur temporär bestanden haben und keine Schadstoffanreicherungen im Einbringbereich und Außengebiet aufgetreten sind. Da der Einbringbereich (definiert als Kreis mit dem Radius 1,5km um das Klappzentrum Ost inklusive westlicher Ausbuchtung entsprechend des 1km-Kreises um das Klappzentrum West) sowie auch die unmittelbare Umgebung, dargestellt durch das Außengebiet (2-3km Kreis um das Klappzentrum Ost), nicht das Hauptverbreitungs- und Nahrungsgebiet der betrachteten Arten darstellen und diese eine hohe Mobilität besitzen, ist weiterhin davon auszugehen, dass keine erheblichen Auswirkungen der Baggergutverbringung auf Vögel, Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben zu erwarten sind.

Veränderung von geschützten Habitatstrukturen durch Veränderung des Substrats am Meeresboden (temporär oder dauernd)

Im Herbst 2016 wurde eine umfangreiche Untersuchung zur Verdriftung von Baggergut direkt während des Einbringvorganges im Rahmen einer ADCP Kampagne durchgeführt (E3 Jahresbericht der HPA, 2016). Die Ergebnisse dieser Untersuchung bestätigen die bereits vorliegenden Annahmen, beruhend auf ADCP-Messungen im Jahr 2005 (DLR, 2005), sowie Modellierungen der BAW, dass das Baggermaterial im Bereich der Einbringstelle bzw. deren Umgebung verbleibt. Die Messungen zeigen, dass die Ausbreitung der Schwebstoffe bis maximal 5 km (6 km in 2005) vom Klappzentrum verfolgt werden kann und die Schwebstoffkonzentration in der Wassersäule nach 2-2,5 Stunden wieder auf dem Niveau des Hintergrundes liegt. Demzufolge ist keine nachweisbare Verdriftung des Baggergutes bzw. eine Trübungserhöhung in den Schutzgebieten zu erwarten. Dies wird auch durch die in den Jahren 2017 und 2018 durchgeführten Schwebstoffuntersuchungen bestätigt (Kapitel 4.6). Eine erhebliche Beeinträchtigung von Habitatstrukturen, die durch die Schutzgebiete geschützt werden, ist auf Basis der durchgeführten Untersuchungen weiterhin auszuschließen. Die Annahmen, die zur Genehmigung der Maßnahme der Baggergutverbringung nach E3 beigetragen haben, haben sich demnach als tragfähig erwiesen.

6. Übersicht über die Erfüllung der Maßgaben der Einvernehmserklärung

Änderung der Einbringbereiche im Einvernehmen im Juni 2018

Festlegung der Einbringbereiche im Einvernehmen in Abschnitt A) Ziffer 1 unter Gegenstand, Art und Dauer des Einvernehmens, geändert am 18. Juni 2018 (Änderung kursiv)

Gemäß § 4 WaStrG wird der Hamburg Port Authority AÖR (HPA) widerruflich und befristet bis zum 31.12.2021 das wasserwirtschaftliche Einvernehmen erteilt, Baggergut mit einer Gesamtmenge von maximal **6,67 Mio. m³** Laderaumvolumen (LRV) bzw. **3,335 Mio. t** Trockensubstanz (tTs) aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands in die mit nachfolgenden Koordinaten bestimmten vier jeweils 400 x 400 m großen Einbringzentren in der Nordsee (Schlickfallgebiet bei Tonne E 3, s. Anlage 13 der Antragsunterlagen) einzubringen (...):

Zentrumsordinate Ost	54003'05.782579"N	7058'02.981205"E
Zentrumsordinate West	54°03'05.402851 "N	7°57'19.010038"E
Zentrumsordinate Süd	54°02'59.124932"N	7°57'41.156912"E
Zentrumsordinate Nord	54°03'12.061612"N	7°57'40.834243"E

Die Verteilung der Sedimente während der Einbringung geht über die genannten Einbringzentren hinaus. Unter Berücksichtigung dieser Rahmenbedingung und der durch die bisherigen Einbringungen bereits bestehenden Aufhöhung im Einbringbereich Ost und der nach Antragsunterlage (u. a. Anlage 13) ellipsenförmig nach Osten gerichteten Verteilungstendenz der Sedimente werden als Einbringbereiche Gebiete von einem Radius von 1,5 km um die Zentrumsordinate Ost und einem Radius von 1 km um die jeweiligen Zentrumskoordinaten Nord, Süd und West festgelegt. *Der gesamte Einbringbereich ist durch die Überlagerung dieser vier Einbringbereiche (Vereinigungsmenge) gegeben.*

Begründung der Änderung: Die Änderung resultiert aus den Ergebnissen des Monitorings der Jahre 2016 und 2017. Diese zeigen, dass zwischen einem Einfluss der der Verbringung im Klappfeld Ost (bis September 2016) und im Klappfeld Süd (ab Oktober 2016) messtechnisch nicht unterschieden werden kann. Dies gilt sowohl für die chemische Belastung als auch für die Bioakkumulation. Vor diesem Hintergrund ist ein zusammengefasster Einbringbereich gemäß der Überlagerung der vier einzelnen Einbringbereiche zweckmäßig.

Zugrundeliegende Maßgaben:

Maßgabe 2.1: Die Gewässerbenutzung ist nach den Festlegungen dieses Einvernehmens vorzunehmen. Bei Widersprüchen zwischen Einvernehmen und den unten genannten Antragsunterlagen gelten die Festlegungen des Einvernehmens, Abweichungen sind schriftlich zu begründen und bedürfen des vorherigen Einvernehmens des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein als oberste Wasserbehörde (MELUR).

In den Jahren 2017 und 2018 wurden bei der Gewässerbenutzung keine Abweichungen von den Festlegungen des Einvernehmens registriert mit Ausnahme einer Änderung der Definition des Einbringbereichs (Änderung des Einvernehmens am 18. Juni 2018, s. oben).

Maßgabe 2.2: Der Maßnahmenträger stellt sicher, dass der beauftragte Baggerunternehmer eine Ausfertigung dieses Einvernehmens erhält und die Bestimmungen dieses Einvernehmens beachtet werden.

Dies ist erfolgt.

Maßgabe 2.3: Es sind für den gesamten Zeitraum der Unterhaltungsbaggerung und nachfolgenden Einbringung fortlaufend folgende Daten zu erheben und zu speichern:

- die täglich gemessene Wassertemperatur an der Einbringungsstelle
- die Betriebszeiten des Entnahmebaggers (Datum und Uhrzeit)
- die Beladung jeder einzelnen Schiffseinheit in m³ LRV und t Trockensubstanz
- die Abfahrtszeit jeder einzelnen Schiffseinheit von der Entnahmestelle sowie
- die Ankunftszeit jeder einzelnen Schiffseinheit an der Einbringungsstelle und die Angabe des Zeitabstands zum Scheitelpunkt der Tide (HW/NW) und
- die Positionsangabe von jedem Einbringungsvorgang und Benennung des jeweils genutzten Einbringzentrums gemäß Ziffer 1.

Diese Daten sind der zuständigen Überwachungsbehörde und der Wasser- Schutzpolizei jederzeit auf Verlangen vorzulegen und halbjährlich dem MELUR zu übersenden.

Diese Daten wurden für den Verbringungszeitraum 12.06.2017 – 05.11.2017 und 25.6.2018 – 23.12.2018 erhoben und zusammen mit dem Berichtsentwurf des vorliegenden Berichts dem MELUND übersandt (in der Gesamtdarstellung der Jahre 2014-2018).

Maßgabe 2.30: Weitergehende Details zu den im Einvernehmen genannten Monitoringmaßgaben sind in der Monitoring-AG abzustimmen.

Weitergehende Details wurden in der Monitoring-AG im Rahmen des fortzuschreibenden Monitoringkonzepts abgestimmt (s. auch Maßgabe 2.17 und Maßgabe 2.18 in Kapitel 4). In der Monitoring-AG abgestimmte Details zu den Monitoringmaßnahmen betreffen mehrere Maßgaben und sind zusammenfassend im Kapitel 4 und im Detail in den entsprechenden Kapiteln aufgeführt: Maßgabe 2.22 (Verdichtung Probenahmeraster) in Abschn. 4.3, Maßgabe 2.20 und 2.21 (Stationen vor Helgoland, ökologische Untersuchungen vor Helgoland, Schwebstofffallen

vor Helgoland) in Abschn. 4.3 und 4.6, Maßgabe 2.24 und 2.25 und 2.26 (Wasserphase, Sauerstoffmessungen) in Abschn. 4.8, Maßgabe 2.27 (Bioakkumulation) in Abschn. 4.7, Maßgabe 2.22 (Untersuchung Makrozoobenthos) in Abschn. 4.4, Maßgabe 2.28 (Untersuchung Fischfauna) in Abschn. 4.5, Maßgabe 2.19 (Wattmessstellen) in Abschn. 4.9.

Maßgabe 2.31: Die HPA hat dem MELUR halbjährlich in geeigneter Weise einen Sachstand vorzulegen, z. B. in Form eines kurzen, fachlich präzisen und gleichzeitig populärwissenschaftlich verständlichen Zwischenberichts zur Gesamtmaßnahme, unter getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTs, der neben den wichtigsten Angaben zur Maßnahmendurchführung, zur Erfüllung der Maßgaben sowie diesbezüglichen tabellarischen Zusammenfassungen und übersichtlichen erläuternden Grafiken auch eine Bewertung enthält.

HPA hat dem MELUND entsprechende Sachstandsberichte für die beiden Halbjahre jeweils in 2017 und 2018 vorgelegt und hat diese vier Berichte auf der HPA-Website verfügbar gemacht (<https://www.hamburg-port-authority.de/de/info-port/download-terminal/>): Kurzbericht 1. und 2. Halbjahr 2017 und 2018)

Maßgabe 2.32: Die HPA hat dem MELUR jährlich einen umfassenden Bericht über den Fortschritt der Gesamtmaßnahme, das durchgeführte Monitoring und dessen Ergebnisse sowie eine Bewertung vorzulegen, inkl. getrennter Aufführung der jeweils aus der Stromelbe und den Landeshafengewässern verbrachten Sedimente in m³ LRV und tTs sowie einer Bewertung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots nach EU-Richtlinien, und diesen Bericht in Abstimmung mit dem MELUR zeitnah zu veröffentlichen. Dabei ist die Erfüllung aller Maßgaben des Einvernehmens jeweils einzeln begründet zu bestätigen.

Der Bericht wird hiermit vorgelegt. Die Einhaltung des Verschlechterungsverbots wird durch die Freigabeuntersuchungen nach GÜBAK 2009 sowie die zusätzlichen Anwendungen der Schwellenwerte der Zulassungen gewährleistet (Kapitel 3). Die Bewertungen der ERL, EAC sowie die Anwendung der neuen UQN (Kapitel 4.7.6.) zeigen, dass Überschreitungen der Werte in Sedimenten und Biota unabhängig zur Baggergutverbringung auftreten können.

Maßgabe 2.33: Die HPA hat darüber hinaus gegenüber dem MELUR mindestens einmal jährlich über den im Rahmen der Ästuarpartnerschaft Tideelbe erfolgten Fortschritt zur Priorisierung und Umsetzung von Strombaumaßnahmen aus dem Ergebnisbericht des Dialogforums Tideelbe (2015) zu berichten. Dadurch ist die unverzügliche Umsetzung notwendiger Einzelmaßnahmen entsprechend eines konkreten Zeitplanes mit dem Ziel der schnellstmöglichen Reduzierung der Baggermengen zu dokumentieren.

Diese Dokumentation soll in Form eines konkreten, in der Ästuarpartnerschaft erarbeiteten Maßnahmenplans erfolgen, einschließlich zeitlicher Fristen für die nächsten fünf Jahre entsprechend des Gültigkeitszeitraums dieses Einvernehmens.

Das im Dezember 2016 gegründete Forum Tideelbe hat seine Arbeit im Berichtszeitraum plangerecht fortgesetzt und eine Auswahl potenziell geeigneter Strombaumaßnahmen auf ihre Umsetzbarkeit und Wirkung untersucht. Das Forum hat über seine Arbeit regelmäßig in Arbeitsgruppen, Lenkungskreissitzungen und Symposien berichtet. Die Arbeit des Forums wird zudem transparent auf der Internetseite des Forums dokumentiert¹.

¹ <https://www.forum-tideelbe.de/>

Maßgabe 2.34: *Zur Optimierung des künftigen Sedimentmanagements erarbeitet die HPA Grundlagen für die Erstellung von Sedimentationsbilanzen für die Tideelbe, die einen aussagekräftigen Zeitraum umfassen (mehrere Jahrzehnte) und berichtet zu dem diesbezüglichen Sachstand in den Jahresberichten (s. 2.33.).*

Die Maßgabe verpflichtet die HPA zur Erarbeitung von Grundlagen für die Erstellung von Sedimentationsbilanzen für die Tideelbe, die geeignet sind einen Beitrag zur Optimierung des Sedimentmanagements (an der Tideelbe) zu leisten. Unter einer Sedimentationsbilanz versteht die HPA dabei die Gegenüberstellung des Ein- und Austrags von Feststoffen in das System mit der Volumenänderung des Gewässerbettes. Die Grundlagen für Letztere bestehen dabei vor allem in der Verfügbarmachung von Daten z.B. in Form digitaler Geländemodelle basierend auf möglichst synoptischen Vermessungen von Landtopographie und Peilungen der Unterwasserbathymetrie, aus denen sich die Volumenänderungen des Wasserkörpers über die Zeit zumindest qualitativ zufriedenstellend ermitteln lassen.

Für eine Bilanzierung der Ein- und Austräge werden auf der einen Seite die in einer Periode bewegten Baggermengen sowie der Verbleib dieser Mengen benötigt. Umlagerungen innerhalb des Gewässers sind dabei ebenso von Interesse wie die Entnahme von Material z.B. zur Landbehandlung oder die Verbringung aus dem Gewässerkörper in die Nordsee. Daneben sind aber auch die natürlichen Ein- und Austräge über die Ränder des Bilanzraumes zu berücksichtigen. Diese -bezogen auf den Gesamttraum Tideelbe- überwiegend als Import über das Wehr Geesthacht, die Nebenflüsse und die Mündung stattfindende Zufuhr von neuen Sedimenten in das System ist nur vage bekannt und messtechnisch auch nicht zu erfassen, so dass sich auf dieser Seite zwangsläufig eine Lücke in der Bilanz auftun wird, die nur durch grobe Abschätzungen geschlossen werden kann.

Von fachlicher Seite wird diese herausfordernde Aufgabenstellung durchaus begrüßt, verspricht sie doch einen Mehrwert für das System und Prozessverständnis, die HPA muss jedoch vorsorglich darauf hinweisen, dass die Tideelbe ein sehr großes Gebiet umfasst, das über eine Länge von rd. 160 km vom Wehr in Geesthacht bis zu ihrer Mündung in die Nordsee in 4 Revierabschnitte untergliedert ist und von ebenso vielen Verwaltungseinheiten gemanagt wird. Berücksichtigt man ferner die für eine möglichst nahe an der objektiven Wahrheit liegende Bilanz notwendige Einbeziehung aller den Sedimenthaushalt beeinflussenden Transporte und Interaktionen mit den Nebenflüssen und dem NOK, so erweitert sich die Zahl der involvierten Akteure um die für die Wasserwirtschaft zuständigen Landesbehörden der 3 Anrainerländer und das WSA Brunsbüttel auf acht. Nicht außer Acht gelassen werden darf zudem, dass weitere Akteure wie die Landeshäfen, Werftbetriebe oder auch eine Vielzahl kleinerer Yachthäfen zumeist in eigener Regie Unterhaltungstätigkeiten ausüben und somit einen Beitrag zum Stoffkreislauf leisten.

Die HPA verwaltet von dem hier zu betrachtenden Bilanzraum nur einen geringen Teil in eigener Regie und ist insofern zur Erfüllung dieser Auflage auf die Mitwirkung der übrigen Partner an der Tideelbe angewiesen. Aus diesem Grund ist dieses Thema (u.a.) auch Gegenstand einer jüngst geschlossenen Kooperationsvereinbarung zwischen der HPA und der BAW, der BfG sowie der WSV und ein Auftrag für die Erstellung eines gemeinsam getragenen Konzeptes ist der unter diesem Dach eingesetzten „AG Sedimentmanagement“ erteilt worden.

Die „AG Sedimentmanagement“ hat sich in einem ersten Schritt zunächst mit einem schon in der Praxis angewendeten Ansatz zur Sedimentationsbilanzierung im Scheldeästuar befasst, der auch schon innerhalb des EU-Interreg-Projektes „Tide“ vorgestellt und diskutiert wurde:

In der Scheldemündung gibt es gute Erfahrungen mit der Verwendung des sogenannten „Sandbalance Ansatzes“ als Instrument zur Interpretation der Beobachtungen in der Bathymetrie. Dieser Ansatz verwendet Daten, die oft recht gut verfügbar sind (bathymetrische Daten). Die

Ergebnisse (kalkulierte Sedimentbudgets) haben einen direkten Bezug zum Sedimentmanagement und Interventionen, die in Flussmündungen relativ häufig sind (wie Baggerarbeiten und Entsorgung). Der "Sandbalance-Ansatz" ist in der Tat eine Volumenbilanz über einen bestimmten Zeitraum und bestimmten Bereich aller Sedimente und Objekte (einschließlich Schiffswracks), die sich aus dem Wasserbett abzeichnen. Er verwendet bathymetrische Messungen zur Berechnung von Volumen (nicht Masse). Sedimente in der Wassersäule (und nicht durch bathymetrische Messungen beobachtete) sind daher nicht inbegriffen. In sandigen Umgebungen (wie zum Beispiel der niederländischen und der flämischen Küste) ist dies hauptsächlich der Fall, Änderungen in den berechneten Sandbudgets erhalten daher den Namen "Sand-balance".

Die hinter dem Ansatz stehende Methodik ist im Grunde identisch zu dem oben dargestellten Verständnis von Sedimentationsbilanzierung. Allerdings konzentrieren sich die Ziele der flämischen Wasserbauverwaltung überwiegend auf die Stabilisierung der Sände im Mündungsgebiet und damit auf einen von der räumlichen Ausdehnung her wesentlich überschaubareren Bilanzraum als die gesamte Tideelbe.

Vor dem Hintergrund der Forderung, die Grundlagen für einen möglichst aussagekräftigen Zeitraum (mehrere Dekaden) aufzubereiten, wurden von der „AG Sedimentmanagement“ darüber hinaus Recherchen über bereits vorhandene morphologische Auswertungen für zumeist Teilräume der Tideelbe aus der Vergangenheit durchgeführt. Im Fokus der Überprüfung stand dabei vor allem die Brauchbarkeit und Nutzbarmachung der Ergebnisse im Hinblick auf vorhandene Georeferenzierung der betrachteten Teilräume und digitale Verfügbarkeit der verwendeten Grundlagendaten. Zu nennen sind hierbei vor allem die

- topographischen Auswertungen im Rahmen der Beweissicherung zur vorherigen Fahrrinnenanpassung (1999/2000). Diese sind im Abschlussbericht von 2011 im Kapitel III.5 zusammengefasst (WSA Hamburg & HPA 2011: Abschlussbericht Beweissicherung zur Anpassung der Fahrrinne von Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Hamburg 2011.) Eine Ergebnispräsentation mit den wichtigsten Inhalten der topografischen Auswertungen ist hier zu finden.
- Untersuchungen der BfG im Auftrag der HPA zur Aufstellung von Sandbilanzen für das Gebiet der Oberen Tideelbe zwischen 2003 und 2016. BfG (2016): Morphologische Entwicklung und Sandbilanz der Elbe von Geesthacht bis Hamburg. BfG-1862. Koblenz
- Untersuchungen der HPA im Rahmen der Erstellung des Strombauberichts und des Tideelbekonzeptes zur Verlandung von Nebenelben, des Mühlendberger Loches, der Billwerder Bucht und anderer verlandeter ‚Hafenbrachen‘
- Untersuchungen zur Morphodynamik im Mündungstrichter, z.B. im Rahmen des MORAN-Projekts (Morphologische Analysen Nordseeküste). Nur exemplarisch sei auf diese Untersuchung hingewiesen: Schüller, A. & Hofstede, J. (1992): Untersuchungen über die Morphodynamik im Wattgebiet der inneren Deutschen Bucht. Abschlussbericht. In: Die Küste, Heft 53, S. 277-312.
- Neuere GIS-basierte Untersuchungen durch Smile-Consult, zum Beispiel im Rahmen der Auswertungen der Befliegungen des Elbmündungstrichters im Zusammenhang mit der Genehmigungsaufgabe Nr. 26 zur Verbringung von Hamburger Baggergut zur Tonne E3 (HPA 2014, HPA 2018).
- Darüber hinaus gibt es eine Reihe von fundierten morphologischen Untersuchungen von Teilgebieten des Ästuars, auch unabhängig von Forschungsprojekten oder der Vorbereitung von Planfeststellungsverfahren. Nur exemplarisch sei hier auf die Arbeit von Fräßdorf

(1999) zu morphologischen Veränderungen der Nebeneiben von ca. 1950 bis 1995 hingewiesen (<https://izw.baw.de/publikationen/kolloquien/13/vortrag5.pdf>).

Generell ist darauf hinzuweisen, dass die Datengrundlage für die Tideelbe hinsichtlich der anthropogen bedingten Volumenänderungen des Gewässerbettes vergleichsweise gut aussieht, zumal Baggerungen und Umlagerungen der Revierversantwortlichen sowie strombauliche Maßnahmen und Maßnahmen zur Landgewinnung seit Jahrzehnten gut dokumentiert sind, unter anderem als Grundlage für die Umweltverträglichkeitsuntersuchungen zur vorherigen bzw. zur geplanten Fahrrinnenanpassung oder als Gegenstand der Beweissicherung zur vorherigen Fahrrinnenanpassung (s.o.).

Den meisten früheren Auswertungen zur Darstellung und Bilanzierung morphologischer Änderungen mangelt es allerdings an der für aktuelle Methoden nach dem Stand der Technik notwendigen Georeferenzierung der untersuchten Teilflächen und der Verfügbarkeit digitaler Originaldaten. Brauchbare digitale Geländemodelle auf Basis quasi-synoptischer Vermessungen gibt es für die komplette Tideelbe erst seit 2003. Frühere von der BAW für numerische Systemstudien z.T. auf Basis digitalisierter Seekarten ‚zusammengebastelte‘ Bathymetrien sind für das Vorhaben weniger gut geeignet. Der Aufwand für eine weiter in die Vergangenheit reichende Betrachtung morphologischer Zustandsänderungen steht somit vor dem Hintergrund der zunehmenden Unsicherheiten bezüglich der Datenqualitäten in keinem Verhältnis zum zu erwartenden Erkenntnisgewinn. Die partiell verfügbaren Daten und teilweise internen Ergebnisberichte sollten soweit noch nicht geschehen dennoch nutzbar gemacht werden.

Pilot einer Sedimenthaushaltsbilanz für den Hamburger Hafen

Parallel zur Diskussion und Formulierung der ambitionierten Ziele, die in der „AG Sedimentmanagement“ in den kommenden Jahren angegangen werden sollen, hat die HPA im zurückliegenden Berichtszeitraum den ersten Piloten eines Bilanzierungsmodells für den besser überschaubaren Bilanzraum ‚Hamburger Hafen‘ aufgebaut und validiert. Das Konzept, die Eingangsdaten und das diesbezügliche Verbesserungspotenzial sowie erste vorläufige Ergebnisse und daraus abgeleitete Erkenntnisse für das Prozessverständnis werden hier erstmals vorgestellt.

Als Eingangsgrößen für die Sedimenthaushaltsbilanz dienen auf der einen Seite die Masse der natürlichen und anthropogenen Ein- und Austräge in den Bilanzraum sowie auf der anderen Seite der Gleichung die kontinuierliche Massenänderung des Sedimentinventars. Während sich letztere quantitativ vergleichsweise exakt aus den Volumenänderungen der je nach gebietstypischer Sedimentationsrate mehr oder weniger häufig durchgeführten Peilungen errechnen lässt, tauchen bei den Ein- und Austrägen in den Bilanzraum unbekannte Größen auf, die teilweise nur mit mathematischen Modellen lösbar sind.

Als natürliche Einträge in den Bilanzraum sind in diesem Kontext die mit dem fluvialen Zufluss über das Wehr Geesthacht in die Tideelbe eingetragene Schwebstofffracht und der unbekannte Eintrag von Unterstrom zu verstehen, der nicht durch Baggergutumlagerungen bei Neßsand gespeist wird. Der Jahresgang der Schwebstofffracht von Oberstrom kann über die Tagesmittelwerte der Trübungsmessstation des NLWN in Schnackenburg assoziiert werden und mit den Probennahmen der BfG zu einer Konzentration korreliert werden, die dann im Jahresmittel zu einem Eintrag von etwa 28 g/m^3 bzw. 618.106 t bei einem MQ von $700 \text{ m}^3/\text{s}$ führt. Der zusätzliche Geschiebetransport von sandigem Sohlmaterial wird bisher nicht in der Bilanz berücksichtigt. Die daraus resultierende Unschärfe kann aber als vernachlässigbar gering bewertet werden, da die von Oberstrom in den Kontrollraum eingetragenen Mittelsande ($150\text{-}200 \text{ tsd m}^3/\text{a}$) größtenteils an den Übergängen vom binnenschiffs- ins seeschiffstiefe Wasser bei den

Norder- und Süderelbbrücken liegen bleiben, von wo sie überwiegend an Land verbracht werden.

Als anthropogener Austrag aus dem Bilanzraum werden sowohl die in die Nordsee zur Tonne E3 verbrachten als auch die durch Umlagerungen bei Neßsand -unmittelbar unterhalb des Hafens- dem System zur Verfügung gestellten Baggermengen bezeichnet. Während die zur Tonne E3 verbrachten Mengen als unwiederbringlicher Austrag betrachtet werden dürfen, können die bei Neßsand eingebrachten Mengen je nach Abflussbedingungen anteilig sowohl in den Stromab- als auch in den Stromauftransport gelangen und so früher oder später auch zu einem anthropogenen Eintrag aus Umlagerungen für den Bilanzraum Hafen werden. Systemstudien der BAW haben gezeigt, dass erst bei Oberwasserabflüssen von $> 700 \text{ m}^3/\text{s}$, die über mehrere Wochen anhalten müssen, zumindest dreiviertel des bei Neßsand umgelagerten Baggerguts auch nachhaltig aus dem System ausgetragen werden. Kürzere Dauern transportieren das Baggergut nur soweit stromab, dass es bei geringeren Abflussmengen wieder in den Rücktransport geht.

Die Herausforderung bestand somit in der Bestimmung des anthropogenen Eintrags von Unterstrom, dessen Zeitpunkt, Geschwindigkeit und Menge maßgeblich durch den z.T. bereits Wochen bis Monate zurückliegenden Abfluss geprägt werden. Überlagert wird dieser Eintrag zudem durch den ebenfalls abflussgesteuerten natürlichen Eintrag von aus der Trübungszone stromauf transportierter Sedimentmengen, die in ihrer Größe zunächst nicht bekannt sind, aber eine zeitkontinuierliche Bilanz schließen sollten.

Um dieses Problem zu lösen, wurde ein Datenmodell zur Sediment-Inventar-Bilanzierung mit Gedächtnis & „räumlicher“ Diskretisierung aufgestellt vgl. Abbildung 6.1

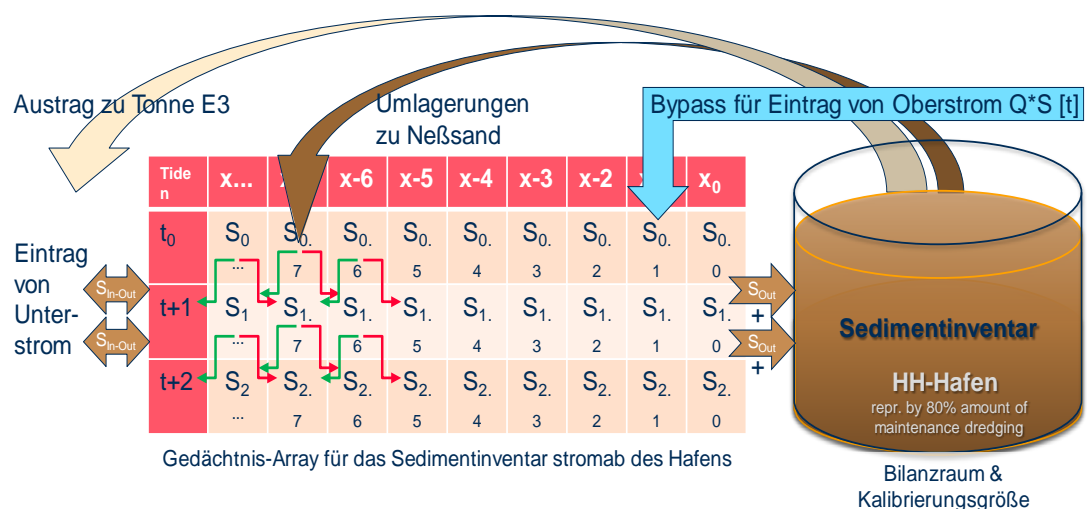


Abbildung 6.1: Sediment-Inventar-Bilanzierung mit Gedächtnis & „räumlicher“ Diskretisierung

Aufbau und Kalibrierung des Datenmodells

Das bei der HPA entwickelte Datenmodell zur Berechnung der Sedimentationsmengen im Hamburger Hafen verwendet einen Bilanzierungsansatz, der die komplexen hydro-dynamischen Wirkzusammenhänge auf den Sedimenttransport stark vereinfacht und dennoch zu validen Ergebnissen gelangt.

Grundidee des Ansatzes ist die Vorstellung, dass mit jeder Tide in Abhängigkeit vom Oberwasserzufluss jeweils ein prozentualer Anteil des in der Untereibe befindlichen Sedimentinventars stromab und der Rest stromauf transportiert wird.

Der jeweilige prozentuale Anteil des stromab- und stromauf transportierten Materials wird durch eine Potenzfunktion bestimmt, deren Parameter so zu kalibrieren sind, dass eine möglichst gute Übereinstimmung zwischen den Ganglinien der über mehrere Jahre gemessenen Peilvolumina und den aufsummierten Einträgen in eine „Sammlerzelle Hafen“ resultiert. Da es keine analytische Lösung für das Problem gibt, bleibt nur der Weg, durch iterative Änderung der drei Funktionsparameter eine zufriedenstellende Annäherung der beiden Ganglinien herbeizuführen. Das Ergebnis belegt die qualitativ hohe Ähnlichkeit von Modell und Messung (Abbildung 6.2).

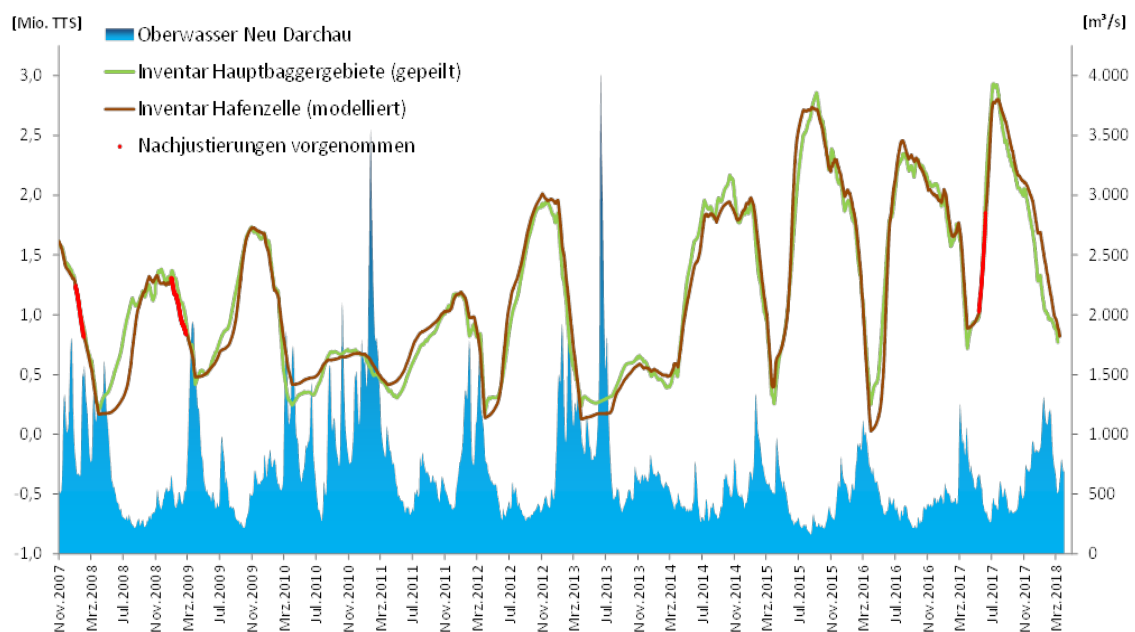


Abbildung 6.2: Ergebnis der Modellkalibrierung über einen Zeitraum von 11 Jahren

Da die Bilanzierung des Ein- und Austrags in die Modellzelle Hafen eine gute Übereinstimmung zwischen Beobachtung (Peilungen) und Modellierung zeigt, sind folgende Kernaussagen aus dem Modell ableitbar:

- Die Menge des Sedimenteintrags in den Hafen wird dominiert von der Menge der zuvor bzw. gleichzeitig ins System von Ober- und Unterstrom eingetragenen und im System mit Unterhaltungsbaggerungen verbrachten Sedimente (Sedimentverfügbarkeit).
- Der Oberwasserabfluss bestimmt im Wesentlichen die Geschwindigkeit, mit der Baggergutsedimente von der Verbringstelle Neßsand wieder in den Hafen zurück transportiert werden. Bei langanhaltenden $MQ < 400 \text{ m}^3/\text{s}$ werden aufgrund der kurzen Entfernung rd. 99% der auf Neßsand verbrachten Baggergutsedimente binnen weniger Wochen wieder zurück in den Hafen transportiert. Ein natürlicher Austrag findet bei diesem Datenmodell erst bei dauerhaft $Q > 700 \text{ m}^3/\text{s}$ statt.
- In den Jahren bis einschl. Frühjahr 2018 war die Bilanz von ein- und ausgetragenen Sedimenten lediglich ausgeglichen, d.h. der Austrag zu Tonne E3 von insgesamt 4,33 Mio. t aus dem Hafen konnte noch nicht die beabsichtigte Wirkung erzielen, die Fracht in dem Sedimentkreislauf Hafen-Neßsand spürbar abzubauen.

- Seit dem Mai 2018 ist die Bilanz hochgradig negativ. Grund hierfür sind die, bei langanhaltendem extrem niedrigem Oberwasser, exponentiell ansteigenden externen Einträge von Unterstrom.

Die Massenbilanz der Ein- und Austräge vom 01.04.2014 - 01.04.2018 ist ein Nullsummenspiel (Abbildung 6.3): Eintrag v. Unterstrom (2,45 Mio. t) + Eintrag v. Oberstrom (1,86 Mio. t) - Austrag zu E3 (4,33 Mio. t) = -0,02 Mio. t.

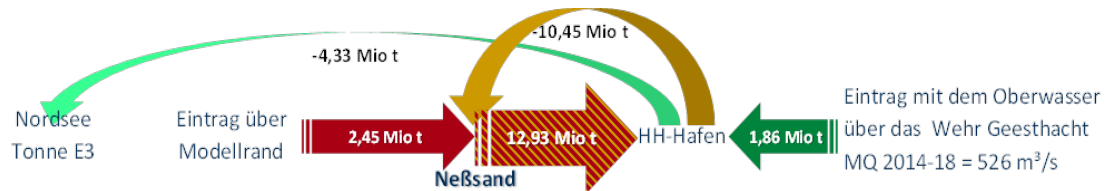


Abbildung 6.3: Bilanzierung der Ein- und Austräge vom 01.04.2014 - 01.04.2018.

Die Ergebnisse einer aktuellen Stichtagsbetrachtung zum jeweils 1.1. eines Jahres (vgl. Abbildung 6.4) zeigen, dass der Aufwuchs des Sedimentüberschusses im Hamburger Hafen vor allem in den Jahren 2011 bis 2014 erfolgte, da in diesen Jahren kaum Baggergut in die Nordsee verbracht wurde. Mit der Steigerung des Austrags auf 1,5 Mio tTS in den Jahren seit 2016 konnte das Inventar nur anfänglich leicht reduziert werden, während es bedingt durch die extrem niedrigen Abflussmengen in den Jahren 2018 und 2020 wieder angestiegen ist.

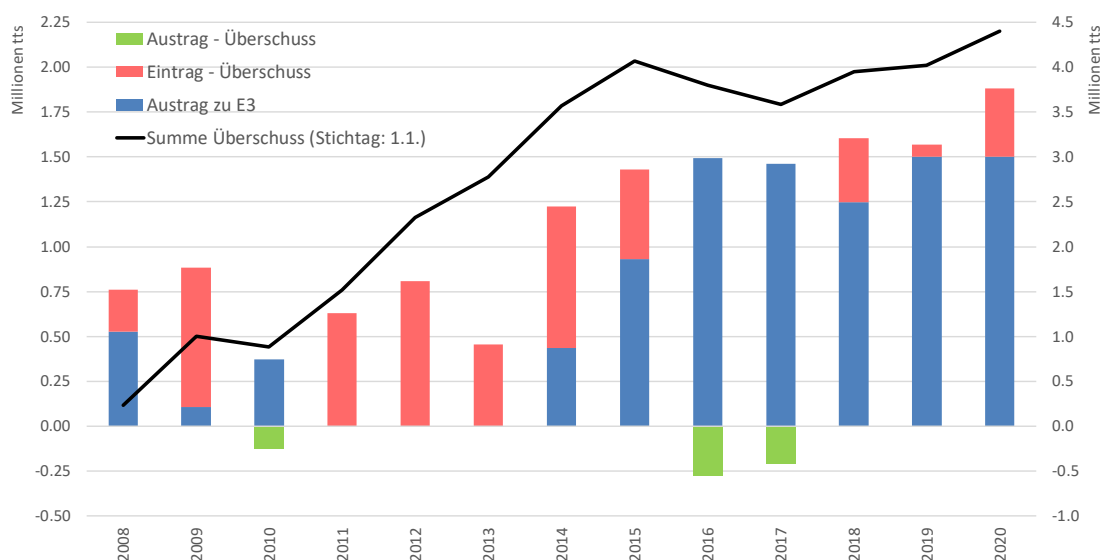


Abbildung 6.4: Masse der externen Einträge (o. Uml. Neßsand) vs. Austräge zur Tonne E3

Als vorläufig sind die Ergebnisse dieses Piloten deshalb zu verstehen, weil noch nicht alle Sedimentationsräume und Einträge Dritter im Kontrollraum berücksichtigt sind. So ist aus Studien bekannt, dass in den nur selten gebaggerten Hafenbrachen im Zeitraum zwischen 2014 und 2018 etwa 1 Mio m³ Neusedimentation hinzugekommen sind, die allerdings wenn sie denn gebaggert werden größtenteils in die Landbehandlung gehen. Auch die schon angesprochenen WI-Baggerungen Dritter stellen ein nicht zu vernachlässigendes Potential für den Eintrag dar. Diese und weitere Verbesserungen werden in den kommenden Jahren sukzessive in das Model nachgepflegt und können ggf. noch zu Änderungen in den Bilanzen führen, die aber nach Einschätzung der Fachleute minimal ausfallen dürften.

Maßgabe 2.35: Die HPA wird verpflichtet, dem MELUR unverzüglich mitzuteilen, wenn im Bereich des Hamburger Hafens oder der an Hamburg delegierten Stromelbe Maßnahmen ergriffen werden, die die Flutraumsituation verschlechtern.

Im Berichtszeitraum wurde lediglich die mit Schreiben vom 26.09.2016 und 22.12.2017 angezeigte Umstrukturierung des Steinwerder Hafens weiter umgesetzt. Diese Maßnahme wurde 2019 abgeschlossen. Insgesamt wurden bei der Maßnahme 4 Hektar Wasserfläche umgewandelt. Zuletzt hat die HPA am 10.02.2020 im Lenkungsreis des Forums Tideelbe über Maßnahmen mit Flutraum-Wirkung berichtet, wobei die Bilanz über alle Maßnahmen und Planungen deutlich positiv ausgefallen ist (+23 ha).

FAZIT

Die Maßgaben des „Einvernehmens zum Verbringen von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der hamburgischen Delegationsstrecke der Bundeswasserstraße Elbe aus Teilbereichen der Norderelbe, Süderelbe und des Köhlbrands“ vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 sowie die Auflagen der „Wasserrechtlichen Erlaubnis zur Verbringung von Baggergut aus Unterhaltungsmaßnahmen der Hamburger Landeshafengewässer Köhlfleet und Köhlfleethafen, Parkhafen und Waltershofer Hafen, Vorhafen mit Kaiser Wilhelm-Hafen, Südwesthafen und Hansahafen sowie Sandauhafen und Rethelbe“ vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 sowie der damit verbundenen naturschutzfachlichen Genehmigung vom 25.4.2016 mit Änderung vom 18. Juli 2018 wurden in den Jahren 2017 und 2018 grundsätzlich eingehalten. Abweichungen von den Maßgaben resp. Auflagen (s. Kapitel 3 Anfang zu Maßgabe 2.8/2.9: Unterschreitung der Mindestprobenanzahl nach GÜBAK in den Bereichen Süderelbe Bl.5 und Köhlbrand in den Jahren 2017 und 2018 sowie Norderelbe Bl.7 im Jahr 2017 und Hinzunahme der „Verlaufspuren“ zur Auswertung; s. Kapitel 4.7 Anfang zu Maßgabe 2.14: Im Herbst 2018 wurde eine temporäre Anreicherung von op-DDD in Lebern der Kliesen, die im Außengebiet befischt wurden, festgestellt. Eine Nachuntersuchung im Frühjahr 2019 an Kliesenlebern ergab keine maßgabenrelevanten Anreicherungen; s. Kapitel 4 Anfang zu Maßgabe 2.18: Die Protokolle der drei Sitzungen der Monitoringarbeitsgruppe wurden nicht innerhalb von vier Wochen, sondern jeweils in der folgenden Sitzung der Monitoring-Arbeitsgruppe endabgestimmt; s. Kapitel 4.7 Anfang zu Maßgabe 2.27: Bioakkumulationsuntersuchungen wurden an der Scholle statt an der kleinen Nussmuschel (*Nucula nitidosa*) durchgeführt) wurden mit dem MELUND abgestimmt. Sie sind in den einzelnen Kapiteln unter den vorgenannten Punkten jeweils aufgeführt und begründet.

7. Literatur

- AquaEcology (2015):** Monitoring zur Baggergutverbringung aus dem Hamburger Hafen zur Tonne E3 in der Nordsee - Untersuchungen im Wasserkörper im Sommer 2014. Auftraggeberin HPA. AquaEcology Stand April 2015. Oldenburg.
- BfG-1711 (2011a):** Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe. Zwischenbericht 2009. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz.
- BfG (2011b):** Merkblatt Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung. Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. BfG-Merkblatt, 11 Seiten. Link: http://www.bafg.de/Baggergut/DE/04_Richtlinien/merkblatt_oekotox.pdf?blob=publicationFile.
- BfG (2016):** Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3) unter geänderten Randbedingungen. Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz, 31.3.2016.
- BfG (2018a):** Dauermessstationen in nord- und ostfriesischen Watt. Auswertung der Schadstoffdaten 2007 bis 2016. BfG-Referat G1, U. Hentschke und B. Schubert, 7 Seiten.
- BfG (2018b):** Bewertung der Schadstoffbelastung von Sediment und Biota anhand von nationalen und internationalen Umweltbewertungskriterien. BfG-Referat G1, U. Hentschke und B. Schubert. Stand Februar 2018. 24 Seiten.
- BfG (2019):** Aktualisierung der Auswirkungsprognose zur Baggergutverbringung in die Nordsee (Stelle Tonne E3). Auftraggeber Hamburg Port Authority. BfG, Koblenz, 29.5.2019. BfG-1984.
- BfG (2020):** Statistische Verfahren zur Prüfung der Einhaltung von Konformitätsregeln bei den Verbringungen an der VS Tonne E3. Koblenz BfG 2031, S. 36.
- BioConsult (2006):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle E3. Bestandsentwicklung nach zwei Umlagerungsphasen. Studie im Auftrag der HPA. Dezember 2006. 104 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2017a):** Altersbestimmung anhand der Opercula bei der Wellhornschncke (Buccinum undatum). Ergebnisse 2015/2016 Studie im Auftrag von HPA. 97 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2017b):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2016. Studie im Auftrag der HPA. 89 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2018a):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2017. Studie im Auftrag der HPA. 85 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2018b):** Die Fischfauna auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nördlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2005 – 2018. Studie im Auftrag der HPA. 84 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2018c):** Die Wellhornschncke (Buccinum undatum) auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2017 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 55 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2018d):** Die Wellhornschncke (Buccinum undatum) auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn. Bestandsentwicklung 2006-2018 und Imposex. Studie im Auftrag von HPA. 54 Seiten. Unveröffentlicht.

- BioConsult (2019a).** Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2017. Studie im Auftrag von HPA. 70 Seiten. Unveröffentlicht.
- BioConsult (2019b).** Das Makrozoobenthos auf der Umlagerungsstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn Bestandsentwicklung 2005 – 2018. Studie im Auftrag von HPA. 54 Seiten. Unveröffentlicht.
- Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, H Garthe, S. (2017):** Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2017. Im Auftrag des BfN.
- Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, H Garthe, S. (2018):** Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2018. Im Auftrag des BfN.
- BSH (2009):** Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee. Stand: 21.08.2009, 537 S. Download: https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Offshore/Meeresraumplanung/Nationale_Raumplanung/_Anlagen/Downloads/Raumordnung_2009/Raumordnungsplan_Textteil_Nordsee.html
- DLR (2005):** Measurements of Sediment Transport at the Buoy E3 Dredged Material Disposal Site, German Bight, North Sea, Report 348.EU.0905.1, Dredging Research Ltd, December 2005.
- Evers, E.H.G.; Laane, R.W.P.M and Goeneveld, G.J.J. (1996):** Levels, temporal trends and risk of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. Organohalogen Compounds 28, pp 117-122.
- FGG Elbe (2018a):** Kurzbericht zum Umsetzungsstand des Sedimentmanagementkonzepts. Herausgeber: Flussgebietsgemeinschaft Elbe. November 2018, www.fgg-elbe.de.
- FGG Elbe (2018b):** Schadstoffuntersuchungen in Biota. Projektbericht. Sonderuntersuchungen im Rahmen des KEMP 2016. Hrsg. FGG Elbe. www.fgg-elbe.de.
- GÜBAK (2009):** Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen BMVBS, Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. August 2009.
- Guse, N., Borkenhagen, K., Schwemmer, H., Markones, N., Garthe, S. (2018):** Monitoring von Seevögeln im Offshore-Bereich der schleswig-holsteinischen Nordsee im Rahmen von Natura 2000. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), im Auftrag der Nationalparkverwaltung im Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN).
- HPA (2005ff):** Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresberichte 2005 – 2015 Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>
- HPA (2016):** Umgang mit Baggergut aus dem Hamburger Hafen. Teilbericht: Verbringung von Baggergut zur Tonne E3. Jahresbericht 2016, revision Sept. 2020. Link: <http://www.hamburg-port-authority.de/de/presse/studien-und-berichte/Seiten/default.aspx>
- HPA (2017) Kurzbericht 1 Halbjahr 2017 Tonne E3.** Link: <https://www.hamburg-port-authority.de/de/info-port/download-terminal/>
- HLUG (2002):** Arbeitshilfe – Angabe der Messunsicherheit bei Feststoffuntersuchungen aus dem Altlastenbereich. Handbuch Altlasten, Band 7, Teil 6. Analyseverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik. Zweite korrigierte und verbesserte Fassung. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Okt 2003.

- HR Wallingford (2017):** Dredge Disposal Plume Monitoring. Sediview Survey – Buoy E3 Dredged Material Disposal Site. Report Number: DLR5637-RT002-R02-00. HR Wallingford Ltd.
- Kappenberg, J. and Fanger, H.-U. (2007):** Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee; GKSS-Forschungszentrum Geesthacht; Bericht Nr. 2007/20.
- Kleisinger, C., Haase, H., Hentschke, U. & B. Schubert (2015):** Contamination of sediments in the German North Sea Estuaries Elbe, Weser and Ems and its Sensitivity to climate change. In: Sediment Matters. Heininger, P. & J. Cullmann, S. 129-149 - Springer
- Loewe, P., Klein, H., Weigelt-Krenz, S. (Hrsg.) (2013):** System Nordsee 2006 & 2007: Zustand und Entwicklungen. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie 49/2013.
- Nachtsheim, D., Unger, B., Ramírez Martínez, N., Lemmel, J., Viquerat, S., Gilles, A., Siebert, U., (2017):** Monitoring von marinen Säugetieren in der deutschen Nord- und Ostsee 2017. Im Auftrag des BfN.
- Nachtsheim, D., Unger, B., Ramírez Martínez, N., Lemmel, J., Viquerat, S., Gilles, A., Siebert, U., (2018):** Monitoring von marinen Säugetieren in der deutschen Nord- und Ostsee 2018. Im Auftrag des BfN.
- OGewV (2011, 2016):** Oberflächengewässerverordnung: Verordnung des Bundes zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1371). Ersetzt OGewV vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429), zitiert als OGewV (2011).
- OSPAR (2004):** Provisional JAMP Assessment Criteria for TBT – Specific Biological Effects. Reference-Number.
- OSPAR (2008):** Eutrophication Status of the OSPAR maritime area. Second OSPAR integrated report. Publication 372/2008. OSPAR Commission. London, 2008.
- OSPAR (2009):** Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010
- OSPAR (2014):** OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material, Revision 2014.
- Penninks, A.H., (1993):** The evaluation of data-derived safety factors for bis(tri-n-butyltin)oxide. Food Additives and Contaminants. 10, 351–361.
- Submaris (2016):** Untersuchung der Makroalgen-Bestände südlich der Helgoländer Düne. Kurzbericht zum Pilotprojekt im Auftrag der Hamburg Port Authority. Dezember 2016, Kiel.
- Submaris (2017):** Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. 9. März 2018, Kiel.
- Submaris (2018):** Makrophyten-Monitoring im Verbringgebiet E3 / Helgoland. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority. 6. Dezember 2018, Kiel.
- Viquerat, S, Gilles, A., Herr, H., Siebert, U., Gallus, A., Klügel, K., Benke, H. (2015):** Monitoring von marinen Säugetieren in der deutschen Nord- und Ostsee 2014. Im Auftrag vom BfN. <https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/downloads/berichte-zum-monitoring.html>
- Verhaegen, Y; Monteyne, E.; Neudecker, T.; Tulp, I.; Smagge, G.; Cooreman, G.; Roose, P.; Parmentier, K., (2012):** Organotins in North Sea brown shrimp (*Crangon crangon* L.) after implementation of the TBT ban. Chemosphere 86, 979–984.

ANHANG

Anlage A-1



Statistisches Verfahren zur Prüfung der Einhaltung der Schwellenwerte

Koblenz, 28.06.2016

Hentschke, U., Schubert, B.

Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Das Auswahlverfahren zur Prüfung signifikanter Unterschiede zwischen verschiedenen Beprobungsgruppen ist in dem BfG Zwischenbericht für 2008 (BfG 2010) beschrieben und wird hier verkürzt dargestellt.

Ziel ist die Prüfung, ob sich die Schadstoffbelastung der Sedimente aus den verschiedenen Baggerbereichen (Köhlbrand, Norderelbe, Süderelbe und Landeshafengewässer) signifikant von der mittleren Belastung aus dem Beprobungszeitraum 2005 bis 2015 der jeweils selben Teilbereiche bzw. für die Landeshafengewässer von Köhlbrand/Süderelbe unterscheidet (Einvernehmen 2016, Punkt 2.15). Zur Berücksichtigung der oft unterschiedlichen Anzahl von Proben in den einzelnen Bereichen und Jahren ist es erforderlich, die Mittelwertbildung für den Vergleichszeitraum (2005-2015) aus den Jahresmittelwerten der verschiedenen Teilbereiche durchzuführen.

Wie die Auswertung der bisherigen Untersuchungen der Baggerbereiche zeigte, sind die Bedingungen der Normalverteilung und einer Varianzhomogenität der verschiedenen Gruppen für einen parametrischen Test für die meisten Datensätze nicht gegeben. Als geeigneter Test für einen Vergleich wird daher zur Prüfung auf signifikante Unterschiede der Test nach **Nemenyi-Damico-Wolfe-Dunn** (NDWD-Test) (Hollander & Wolfe (1999), Seite 244) eingesetzt. Der NDWD-Test ist unabhängiger von der Zusammensetzung des Datenkollektivs als die Signifikanzprüfung zwischen zwei Gruppen nach dem Test von Wilcoxon oder Mann-Whitney (U-Test) (Pohlert 2014).

Für die Parameter HCB, TBT sowie die Summe 6 DDX und Metabolite (Einvernehmen 2016, Punkt 2.11) ist außerdem die Signifikanz der Unterschiede zwischen den Werten der aktuellen Belastungen des Baggergutes aus den vorgegebenen Baggerbereichen und den Q₉₀-Perzentil-Werten des Vergleichszeitraums (2005-2015) der jeweiligen Teilbereiche erforderlich. Dabei ist die Messunsicherheit zu berücksichtigen. Sie ergibt sich aus der Standardabweichung der Mittelwertdifferenzen von Doppelbestimmungen. Die Bestimmung des prozentualen Variationskoeffizienten (VK) erfolgt dabei nach der Vorlage von Baumgarten & Schmid (2002), die sich auf das Verfahren der EURACHEM/CITAC (2003) bezieht. Bei der Angabe der Messunsicherheit ist der Messwert mit dem VK und einem Faktor 2 zu multiplizieren (Baumgarten & Schmid, Anlage 3.1 und 3.2).

Baumgarten, D., Schmid, T. (2002): Handbuch Altlasten, Analysenverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik.-Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Band 7, Teil 6, 2. Fassung Okt 2003., pp.27, Wiesbaden, Hrsg. Adolph, W., Institut Fresenius.

EURACHEM/CITAC Guide (2003): Ermittlung der Messunsicherheit bei analytischen Messungen, 2. Auflage:
http://www.iswa.uni-stuttgart.de/ch/aqs/pdf/quam2000de_v2.pdf (23.06.2016)



- Hollander, M. & Wolfe, D. A. (1999): Nonparametric Statistical Methods.-Wiley Series in Probability and Statistics, John Wiley & Sons , 2. Edition - February 1999, pp. 816
- BfG (2010): Zwischenbericht 2008 - Überprüfung der ökologischen Auswirkungen der Verbringung von Baggergut aus der Hamburger Delegationsstrecke der Elbe auf die Verbringstelle Tonne E3 nordwestlich von Scharhörn im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes Tideelbe.- BfG-1659 3. August 2010, pp.191
- Pohlert,T. (2014): The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR).R package. <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>

Tabelle A 1 Monitoringprogramm im Jahr 2017 und 2018

	Monitoring 2017 1. Jahreshälfte	Monitoring 2017 2. Jahreshälfte	Monitoring 2018 1. Jahreshälfte	Monitoring 2018 2. Jahreshälfte
Peilung	2-km-Kreis Mai 2017		2-km-Kreis Juni 2018	
Sedimenttextur	Mai 2017 123 Stationen ¹	Sept 2017 93 Stationen ¹	Mai 2018 127 Stationen ¹	Sept 2018 126 Stationen ¹
Sedimentchemie	Mai 2017 75 Stationen ² keine Frahmote ³	Sept 2017 59 Stationen ² 8 Frahmote ³	Mai 2018 77 Stationen ² 8 Frahmote ³	Sept 2018 77 Stationen ² 15 Frahmote ³
Ökotoxikologie	Mai 2017 36 Stationen	Sept 2017 36 Stationen	Mai 2018 36 Stationen	Sept 2018 36 Stationen
Makrozoobenthos	Mai 2017 123 Stationen		Mai 2018 123 Stationen	
Wellhornschnecke Population Imposex	Mai 2017 Abundanz, Imposex in Hols		Mai/Juni 2018, Abundanz, Imposex in Hols	
Fischfauna	Mai 2017, in Hols		Mai/Jun 2018, in Hols	
Wellhornschnecke Bioakkumulation	Mai 2017 150 Tiere	Sept 2017 90 Tiere	Mai 2018 150 Tiere	Sept 2018 90 Tiere
Pfeffermuschel Bioakkumulation	keine ⁴	Sept 2017 27 Proben	Mai 2018 31 Proben	Sept 2018 31 Proben
Makrophyten vor Helgoland		Juli-Aug 2017 Beprobung		Juli-Aug 2018 Beprobung
Kliesche Bioakkumulation Alter		Okt 2017 60 Proben Leber 40 Proben Muskel (180 Tiere)		Okt 2018 60 Proben Leber 40 Proben Muskel (180 Tiere)
Scholle Bioakkumulation Alter		Okt 2017 39 Proben Leber 40 Proben Muskel (218 Tiere)		Okt 2018 32 Proben Leber 40 Proben Muskel (240 Tiere)
Krabbe Bioakkumulation		Aug 2017 Beprobung Küste SH (12 Proben)		August 2018 Beprobung Küste SH (12 Proben)
Wattmessstellen	1-4 x im Jahr ³ 5 Messstellen		1-4 x im Jahr ³ 5 Messstellen	
Wasseranalysen	Elbe-Schnittfahrt des AWI mit Sauerstoff		Elbe-Schnittfahrt des AWI mit Sauerstoff	

1 Im Mai 2017 alle Stationen des Monitoringprogramms, im September 2017 Monitoringprogramm ohne die Stationen im 3-km-Kreis, im 9/12-km-Strahl und bei Helgoland. Im Mai 2018 alle Stationen des Monitoringprogramms, neu: 4 Stationen auf 1-km-Kreis West im Westen. Im September 2018 alle Stationen des Monitoringprogramms, bei Helgoland im Strahl eine Station weniger analysiert.

2 Im September 2017 ohne Stationen im 3-km-Kreis, im 9/12-km-Strahl und bei Helgoland. Im Jahr 2018 ohne Schadstoffanalysen der kiesigen Stationen vor Helgoland. Hinzugekommen sind 4 Stationen auf dem 1-km-Kreis West

3 Im Mai 2017 keine Frahmote wegen Wetterbedingungen. Im September 2017 Proben auf Klappstelle und im Osten auf dem 1,5-km-Kreis und dem 2-km-Kreis. Im Mai 2018 im Süden und Westen des 1,5-km-Kreises und im September 2018 auf dem 2-km-Kreis (Westen, Süden, Osten).

4 Vorkommen der Pfeffermuschel im Mai 2017 zu gering

5 Ausfall bei einzelnen Messstellen, s. Abschnitt 4.

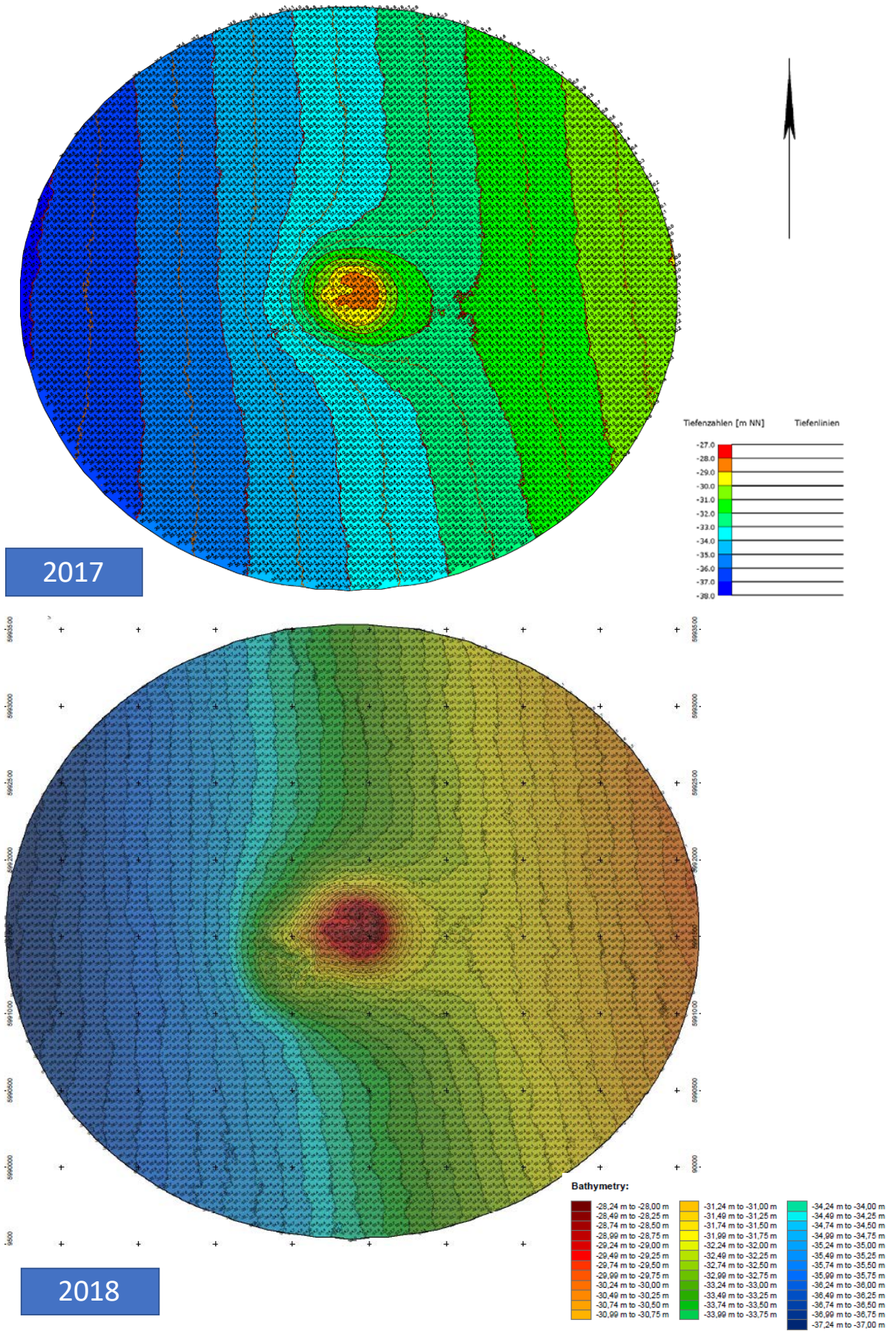


Abbildung A-1 Bathymetrie im 2 km-Kreis um die Klappstelle in den Jahren 2017 und 2018

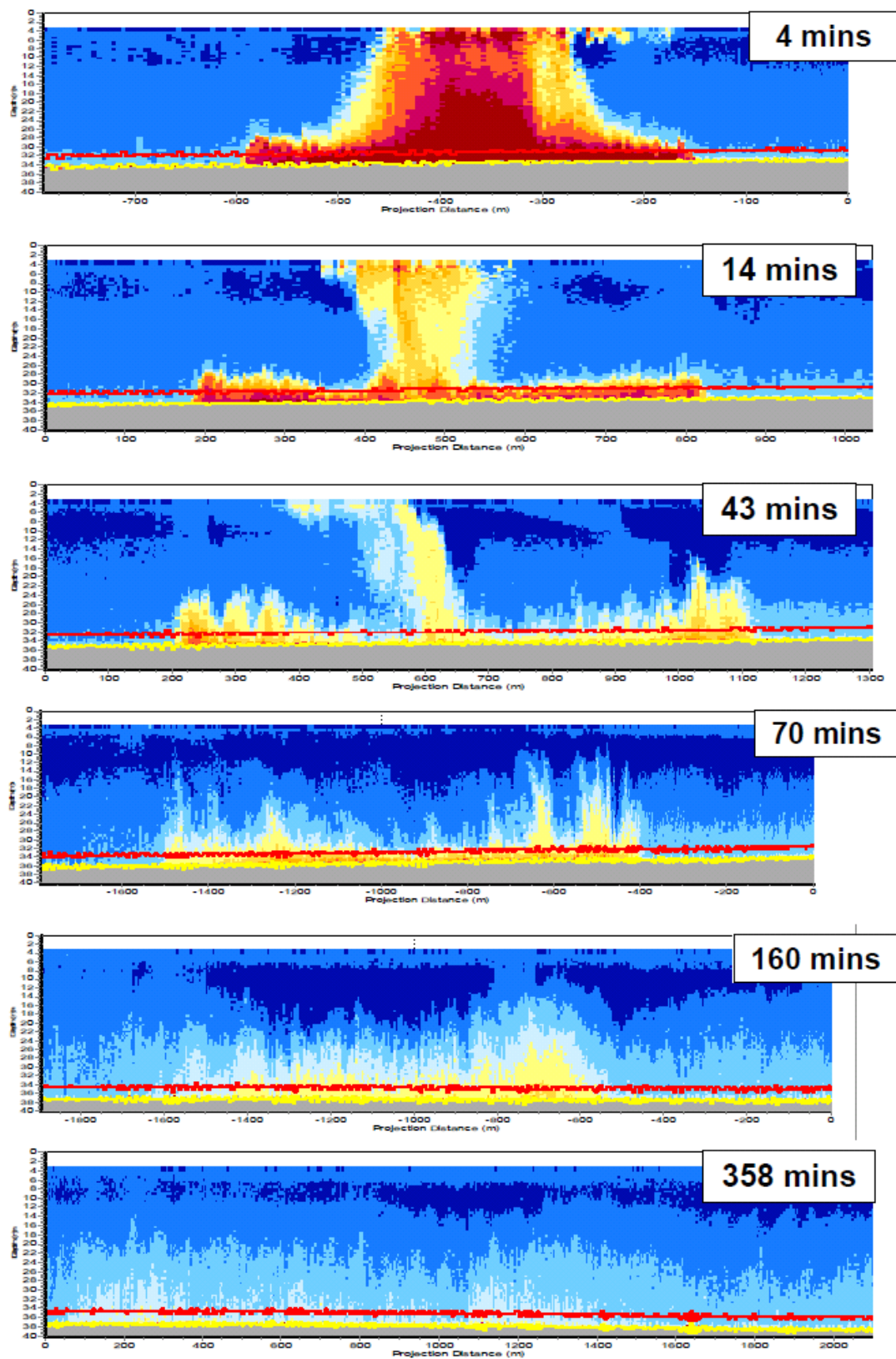


Abbildung A 2 ADCP-Messung Oktober 2005; Zeitliche Entwicklung der Schwebstoffwolke

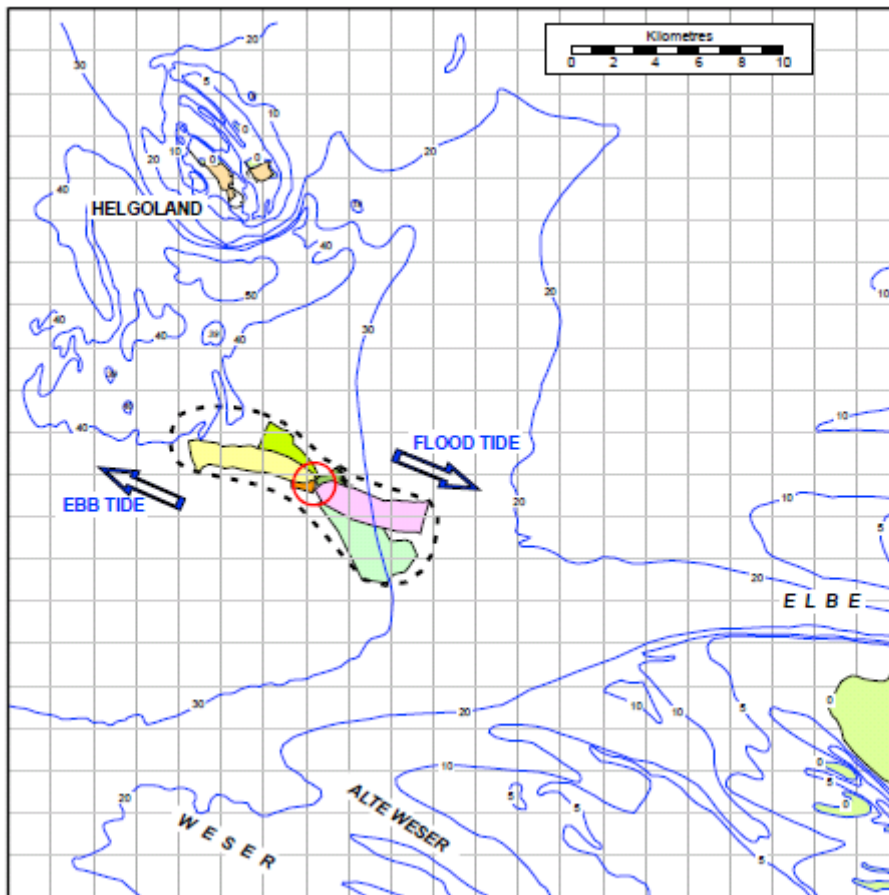


Abbildung A 3-1 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2005. Der abgebildete Bereich zeigt die bei den jeweiligen Messungen insgesamt gemessene Fläche. Diese ist größer als die messbare Schwebstoffwolke.

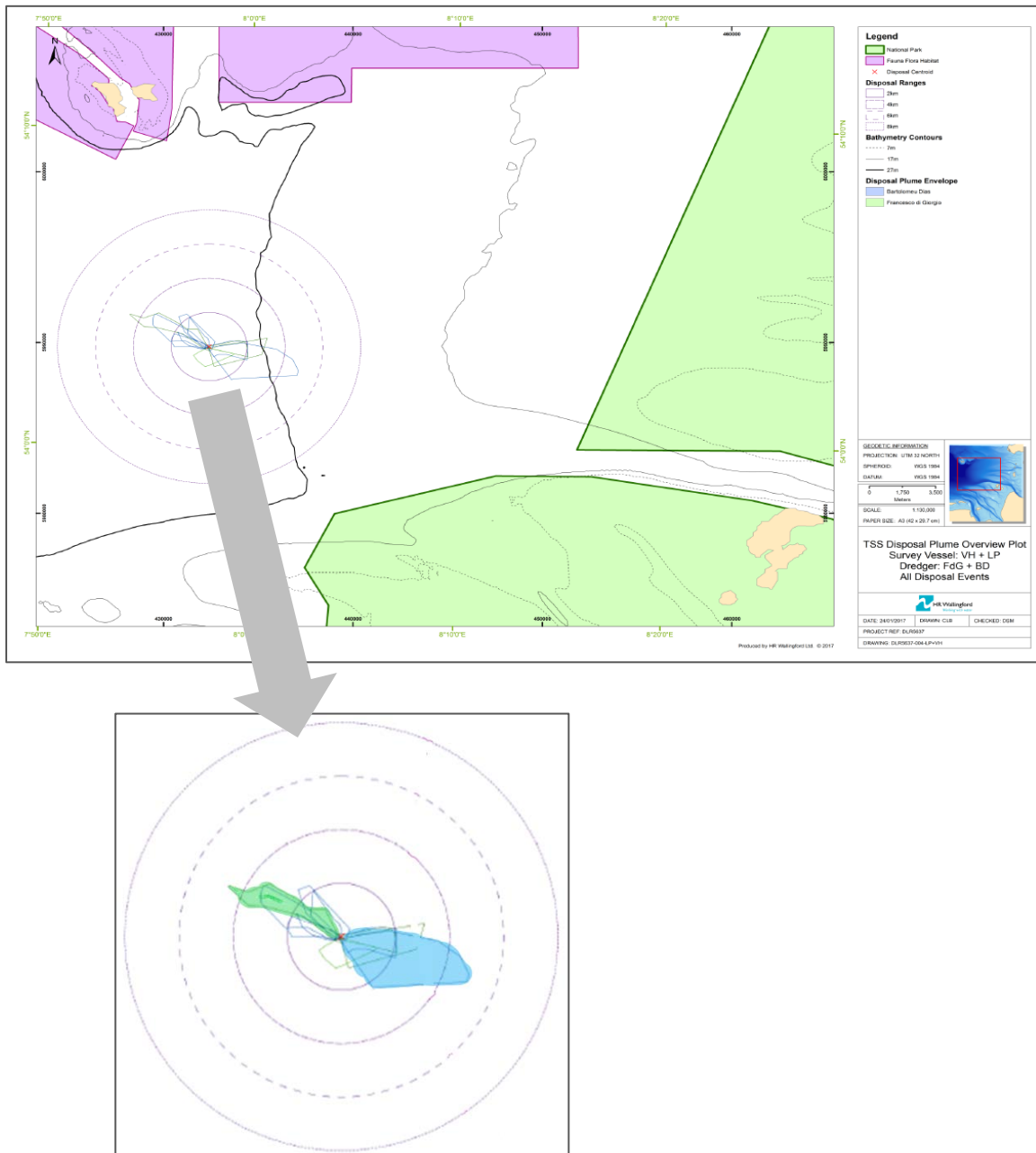


Abbildung A 3-2 Ausbreitungsfelder der Verdriftungswolken während der ADCP-Kampagne 2016. Eingefärbt sind die längsten Verdriftungswege der Hopperbagger Bartholomeu Dias (blau) und Francesco di Giorgio (grün). Kreisentfernungen entsprechen 2-, 4-, 6- und 8-km Radius.

Tabelle A 2 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe April 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	35.2	42.4	42.4	51.8	53.1	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.4	2.5	2.5	3.1	3.3	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	34.6	44.1	41.6	55.8	56.6	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	16.7	24.6	25.2	27.7	28.4	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	7.8	19.2	20.7	24.5	26.7	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	5.3	10.0	8.3	14.6	19.5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.9	1.7	1.4	2.4	3.7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.3	0.4	0.3	0.6	0.7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0	0	0	0	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	0	0	0	0	0	0	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	51.3	68.7	67.0	80.9	82.2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1110	2518	1880	5066	5120	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	660	1038	1050	1220	1400	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1800	2640	2650	3140	3500	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	11	17	17	19	22	
Blei	mg/kg TS	10	0	26	37	37	44	52	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.7	1.3	1.3	1.5	1.8	
Chrom	mg/kg TS	10	0	22	31	32	36	39	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	28	40	40	46	53	
Nickel	mg/kg TS	10	0	12	17	17	19	23	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.9	1.0	
Zink	mg/kg TS	10	0	149	245	247	287	335	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	32	33	34	35	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	74	78	78	83	84	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.7	2.5	2.6	2.7	2.8	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	91	97	98	100	102	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	55	63	64	67	69	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	42	45	45	46	46	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.1	1.3	1.4	1.4	1.4	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	486	579	590	623	647	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	45	100	105	121	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	10	<40	k.MW	<40	<40	<40	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	1	<40	84	89	101	110	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.9	1.2	1.3	1.5	1.6	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.37	0.64	0.67	0.77	0.90	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.45	0.77	0.75	1.01	1.10	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.76	1.51	1.50	2.01	2.10	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.4	0.77	0.77	0.96	1.10	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.30	2.96	3.05	3.76	4.30	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.70	3.41	3.40	4.55	5.00	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.00	2.51	2.55	3.28	4.00	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	5.98	12.57	13.03	16.37	18.37	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.24	0.55	0.55	0.78	0.80	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.11	0.17	0.17	0.20	0.23	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.3	2.6	2.6	3.4	3.5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	4.1	7.0	7.1	8.7	9.9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.0	3.2	2.8	4.8	5.2	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.4	0.8	0.79	1.1	1.2	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.0	4.5	4.6	6.7	6.9	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	8.5	15	14	18	21	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	6	11	12.5	13	16	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	28	49	43	78.5	92	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1.9	2.9	2.5	4.3	4.7	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	8	<1	k.MW	<1	2.6	10	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180 min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.4	0.6	0.6	0.7	0.7	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	88	143.5	151	161.5	166	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.25	1.79	1.73	2.10	3.01	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	1.0	1.0	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.8	1.1	1.1	1.3	1.6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.5	2.2	2.3	2.4	2.6	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.8	1.1	1.1	1.4	1.4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.5	4.2	4.5	5.0	5.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.3	4.9	5.0	5.8	6.2	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.9	3.6	3.5	4.9	5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12	18	19	21	23	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.5	0.8	0.8	1.0	1.1	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.5	3.7	4.0	4.3	4.6	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	2.9	4.4	4.7	5.1	5.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	7.5	10.0	10.6	11.3	12.3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.3	0.8	0.6	1.0	2	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.9	4.6	4.3	6.9	7.3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	16	24	27	28	29	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.8	1.2	1.2	1.4	1.5	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3.8	6.5	6.8	8.2	8.5	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 3 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe BI7, Freigabe Juni 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	39	46	45	51	52	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.7	2.1	2.1	2.3	2.7	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	21.7	26.7	26.2	31.8	35.2	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	22.6	27.1	25.8	31.8	32.3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	22.5	30.0	30.4	33.5	36.7	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	8.3	14.9	15.6	19.2	20.0	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.7	1.1	0.9	1.8	2.2	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.1	0.2	0.5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	3	<0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	5	<0.1	0.1	<0.1	0.1	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	44.7	53.8	52.9	61.1	63.7	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1750	2405	2445	2767	3460	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	740	848	810	990	990	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1900	2250	2200	2610	2700	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	10	12	12	14	15	
Blei	mg/kg TS	10	0	26	32	31	37	40	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.8	1.0	1.3	
Chrom	mg/kg TS	10	0	21	27	27	30	33	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	26	31	29	34	47	
Nickel	mg/kg TS	10	0	13	16	15	18	18	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.5	0.6	0.8	
Zink	mg/kg TS	10	0	160	184	174	209	247	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	27	29	28	31	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	82	87	87	91	92	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.6	2.0	2.0	2.4	2.6	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	56	65	60	82	87	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	56	62	61	68	69	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	34	37	36	42	44	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.1	1.2	1.1	1.2	1.3	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	428	478	463	539	573	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	41	51	49	63	66	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	7	<10	k.MW	<10	10	12	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	34	42	40	54	54	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.89	1.10	1.03	1.42	1.57	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.44	0.57	0.56	0.72	0.78	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.47	0.62	0.58	0.84	0.88	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.20	1.45	1.45	1.62	1.80	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.62	0.78	0.77	0.93	1.00	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.80	2.26	2.20	2.75	3.20	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.40	2.96	2.85	3.38	4.10	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.60	2.06	1.95	2.48	3.20	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	8.7	10.7	10.2	12.7	14.4	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.4	0.7	1.3	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.6	2.0	2.0	2.3	2.9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.2	6.5	6.3	7.3	8.5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.6	1.5	1.3	2.7	3.1	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.7	0.8	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.4	3.2	2.9	4.2	5.0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	4	10	11	13	13	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	6	9	9	12	17	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	24	46	34	63	130	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1.2	2.5	2.4	3.2	3.2	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	7	<1	k.MW	<1	1.7	3.6	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.7	0.9	0.9	1.1	1.2	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	82	95	95	100	109	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.63	2.05	1.93	2.31	3.49	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.6	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	1.0	1.2	1.1	1.4	1.7	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2.4	2.7	2.6	3.1	3.1	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1.2	1.5	1.5	1.6	1.7	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3.5	4.2	4	4.9	5.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4.6	5.5	5.2	6.4	6.8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	3	3.8	3.6	4.7	5.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS		0	17	20	20	23	24	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.5	0.86	0.7	1.5	2.0	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.2	0.4	0.4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.5	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.0	3.7	3.7	4.1	4.6	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.9	4.9	4.9	5.7	5.7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9.6	12.1	12.0	13.4	14.3	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.1	2.8	2.2	5.6	6.9	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	18.2	24.4	23.8	27.5	30.0	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.3	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	4.5	6.0	5.9	7.8	8.0	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 4 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Südelbe B15, Freigabe April 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	36.6	40.8	39.0	47.8	51.7	
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	1.9	2.9	2.9	3.3	4.2	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	25.7	38.9	40.9	46.0	49.0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	25.1	35.6	36.6	41.0	42.0	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	8.7	16.3	15.0	24.3	25.0	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	1.9	5.2	4.8	8.7	11.1	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	0	0.5	2.7	1.3	6.2	10.7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	0	0.1	0.7	0.3	1.9	4.1	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	1	<0.1	0.4	0.2	0.9	1.7	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	4	<0.1	0.2	0.1	0.4	1.4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	60.6	74.5	75.8	83.0	84.3	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	1860	3044	3130	3796	3940	1500
Phosphor	mg/kg TS	14	0	880	1284	1300	1540	1800	500
Schwefel	mg/kg TS	14	0	2300	3386	3300	3840	5500	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	14	0	12	17	17	21	25	
Blei	mg/kg TS	14	0	36	54	55	63	81	
Cadmium	mg/kg TS	14	0	0.66	1.2	1.2	1.9	2.0	
Chrom	mg/kg TS	14	0	21	34	32	44	48	
Kupfer	mg/kg TS	14	0	24	36	37	47	53	
Nickel	mg/kg TS	14	0	14	22	22	27	31	
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0.7	1.0	1.0	1.3	1.4	
Zink	mg/kg TS	14	0	187	293	291	397	423	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	32	34	34	37	38	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	81	87	88	93	94	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	2.0	2.8	2.8	3.4	3.5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	80	86	87	90	90	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	66	76	77	84	87	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	38	41	41	44	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	1.0	1.2	1.2	1.4	1.4	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	589	687	683	774	783	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	56	96	98	120	140	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	1	<10	14	15	24	26	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	48	81	83	102	111	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1.21	1.68	1.67	2.11	2.41	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	14	1	<0.7	0.88	0.95	1.27	1.40	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0.54	0.88	0.86	1.10	1.20	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1.50	1.96	1.95	2.38	2.50	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0.57	1.12	1.15	1.37	1.40	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	2.10	3.06	3.10	3.92	4.10	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	2.90	3.97	3.95	5.06	5.40	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	2.00	3.08	3.10	4.05	4.40	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	10.5	15.0	15.1	19.1	20.2	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0.46	0.75	0.67	0.98	1.3	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0.13	0.20	0.19	0.26	0.3	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	2.3	3.8	3.6	4.8	8.3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	7.7	12.1	12.5	16.4	17.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1.2	6.0	5.9	11.4	14.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0.9	1.2	1.2	1.5	1.7	
HCB	µg/kg TS	14	0	3.8	6.7	6.2	9.1	15.0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	13	16	16	19	25	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	8	12	11	17	23	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	24	32	30.5	38.5	49	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	0	3	6	6	9	9	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	13	<1	k.MW	1	<1	1.6	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	14	0	0.63	1.04	1.10	1.27	1.40	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	90	129	132	163	176	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1.67	2.25	2.22	2.68	3.04	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	14	1	<0.7	1.2	1.3	1.7	1.7	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0.8	1.2	1.2	1.4	1.6	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	2.0	2.6	2.7	3.0	3.1	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0.9	1.5	1.6	1.8	1.8	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	3.0	4.1	4.2	4.9	5.2	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	3.9	5.3	5.4	6.2	6.8	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	3	4.1	4.1	4.9	5.5	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	14.8	20.2	20.8	23.9	25.4	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0.6	1.0	1.0	1.3	1.9	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0.2	0.3	0.3	0.4	0.4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0.4	0.6	0.6	0.7	0.8	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	3.2	5.1	4.7	5.9	12	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	4	6.0	5.9	7.6	7.9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	10.1	16.2	16.3	21.1	21.7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0.4	1.3	1.0	1.6	5.2	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1.5	8.2	7.7	15.6	20.3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	20.2	37.2	35.3	48.6	67.7	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	1.2	1.6	1.6	2.0	2.0	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	4.9	8.9	8.2	12.5	19.6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 5 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe Blatt 6, Freigabe Juli 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/
Trockensubstanz	Gew.%	9	0	20.7	23.2	23.5	24.8	25.3	
TOC (C)	Gew.%	9	0	3.8	4.4	4.3	4.8	4.9	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.%TS	9	0	55.4	66.3	67.5	73.2	73.5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.%TS	9	0	21.3	25.0	25.1	27.7	29.1	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.%TS	9	0	3.2	6.7	5.3	10.6	12.0	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.%TS	9	0	0.6	1.3	1.2	2.2	2.4	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.%TS	9	0	0.1	0.3	0.3	0.5	0.6	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.%TS	9	1	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.8	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.%TS	9	1	<0.1	0.2	0.1	0.2	0.3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.%TS	9	6	<0.1	k.MW	<0.1	0.2	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.%TS	9	0	84.5	91.0	92.6	95.0	95.6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	9	0	4170	5051	5130	5744	5760	1500
Phosphor	mg/kg TS	9	0	1300	1467	1500	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	9	0	3800	4311	4400	4620	4700	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	9	0	22	25	26	27	29	
Blei	mg/kg TS	9	0	59	67	67	73	75	
Cadmium	mg/kg TS	9	0	1.2	1.3	1.4	1.5	1.5	
Chrom	mg/kg TS	9	0	48	57	56	66	70	
Kupfer	mg/kg TS	9	0	43	47	47	51	53	
Nickel	mg/kg TS	9	0	29	33	33	35	38	
Quecksilber	mg/kg TS	9	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	
Zink	mg/kg TS	9	0	298	339	341	375	381	
Metalle aus der Frakt. < 20µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	9	0	27	28	28	28	29	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	9	0	75	79	79	80	82	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	9	0	1.1	1.3	1.3	1.4	1.5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	9	0	55	61	60	66	66	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	9	0	48	51	50	52	54	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	9	0	35	37	36	38	39	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	9	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	9	0	371	394	395	408	411	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	9	0	89	109	110	122	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	9	0	12	16	16	18	20	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	9	0	75	92	96	102	112	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	9	0	1.28	1.35	1.34	1.423	1.45	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	9	0	0.70	0.79	0.78	0.85	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	9	0	0.66	0.74	0.74	0.81	0.87	
PCB 101	µg/kg TS	9	0	1.80	2.03	2.99	2.14	2.39	
PCB 118	µg/kg TS	9	0	1.00	1.08	1.19	1.12	1.29	
PCB 138	µg/kg TS	9	0	3.00	3.18	3.19	3.32	3.49	
PCB 153	µg/kg TS	9	0	3.90	4.20	4.10	4.54	4.70	
PCB 180	µg/kg TS	9	0	2.50	2.70	2.70	2.86	3.10	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	9	0	13.9	14.7	14.5	15.3	16.3	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	9	0	0.36	0.45	0.40	0.51	0.89	
gamma-HCH	µg/kg TS	9	0	0.12	0.28	0.14	0.40	1.40	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	9	0	2.7	3.2	3.3	3.5	3.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	9	0	8.8	10.2	10	11.2	12	
p,p'-DDT	µg/kg TS	9	0	1.3	5.6	2.9	9.5	23	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	9	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.0	
HCB	µg/kg TS	9	0	3.9	4.9	4.8	5.5	6.9	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	9	0	13	15	15	19	19	
Dibutylzinn	µg /kg TS	9	0	10	12	12	14.4	16	
Tributylzinn	µg /kg TS	9	0	24	40	37	49	61	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	9	0	1.3	2.8	2.9	3.5	4.0	
Triphenylzinn	µg /kg TS	9	7	<1	k.MW	<1	1.3	1.5	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	9	9	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	9	0	1.6	2.0	2.1	2.3	2.3	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe <63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	9	0	102	119	116	135	139	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	9	0	1.40	1.48	1.47	1.53	1.56	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	9	0	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0	
PCB 52	µg/kg TS	9	0	0.8	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 101	µg/kg TS	9	0	2.1	2.2	2.2	2.4	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	9	0	1.1	1.2	1.2	1.2	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	9	0	3.3	3.5	3.6	3.6	3.7	
PCB 153	µg/kg TS	9	0	4.3	4.6	4.6	4.9	5.0	
PCB 180	µg/kg TS	9	0	2.6	2.9	2.9	3.1	3.2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	9	0	15.2	16.1	16.2	16.8	17.1	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	9	0	0.4	0.5	0.4	0.6	1.0	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	9	0	0.1	0.3	0.1	0.5	1.5	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	9	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	9	0	3.1	3.5	3.6	3.8	3.9	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	9	0	3.9	4.2	4.3	4.5	4.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	9	0	10.1	11.1	10.8	12.4	12.6	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	9	0	0.3	0.6	0.4	1.0	1.6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	9	0	1.5	6.0	3.4	10.4	24.1	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	9	0	20.9	25.9	23.7	30.3	46.9	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	9	0	1.0	1.0	1.0	1.1	1.1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	9	0	4.5	5.4	5.1	6.0	7.7	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 6 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlfleet, Freigabe Juli 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	25.6	30.2	30.4	33.7	37.7	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.6	3.7	3.7	4.1	4.1	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	43.3	58.1	58.2	66.2	67.5	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	24.9	29.3	30.2	31.6	31.7	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	5.6	9.2	8.3	13.5	18.3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1.1	2.6	2.4	3.9	6.3	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.3	0.6	0.6	0.8	1	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	2	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	7	<0.1	k.MW	<0.1	0.1	0.1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	74.3	87.4	88.4	92.1	92.4	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2950	4572	4245	5128	8890	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1400	1720	1750	1810	1900	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3700	4820	4950	5210	5300	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	17	22	23	24	24	
Blei	mg/kg TS	10	0	42	58	60	63	63	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.1	1.5	1.6	1.7	1.8	
Chrom	mg/kg TS	10	0	40	49	48	56	57	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	38	46	47	50	53	
Nickel	mg/kg TS	10	0	22	29	30	32	32	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	
Zink	mg/kg TS	10	0	247	345	350	389	394	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	28	30	30	30	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	74	79	80	81	82	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.5	1.8	1.9	2.0	2.1	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	67	73	72	79	81	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	47	57	55	64	71	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	39	39	40	40	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.0	1.1	1.1	1.1	1.2	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	412	458	467	481	494	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	75	94	94	102	120	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	11	15	16	18	19	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	64	79	79	85	97	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.18	1.44	1.45	1.53	1.60	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	1.0	1.0	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.9	1.0	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.4	2.2	2.3	2.5	2.7	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.8	1.2	1.2	1.4	1.8	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.9	4.0	3.9	4.8	5	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.5	5.3	5.4	6.4	7.0	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.1	3.4	3.3	4.2	5.0	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12.1	17.8	17.9	21.6	22.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.34	0.44	0.42	0.56	0.58	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.09	0.13	0.12	0.17	0.18	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.5	3.2	3.2	3.6	3.8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9.7	13.0	12.5	14.5	19.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.1	2.1	2.1	2.7	3.7	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.3	
HCB	µg/kg TS	10	0	3.9	4.7	4.8	5.3	5.7	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kg TS	10	0	11	21	22	26	28	
DBT	µg /kg TS	10	0	16	20	21	23	27	
TBT	µg /kg TS	10	0	39	51	50	59	72	20 / 300
TeBT	µg /kg TS	10	0	2.2	2.9	2.8	3.4	4.0	
TPT	µg /kg TS	10	5	<1	1.6	<1	2.7	2.9	
TcyT	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O2-Z 180m	gO2/kg TS	10	0	1.20	1.61	1.65	1.81	1.90	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	100	108	104	117	138	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16BG	mg/kg TS	10	0	1.49	1.65	1.64	1.73	1.77	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.9	1.0	1.0	1.1	1.2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.9	2.5	2.5	2.9	2.9	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1.0	1.3	1.3	1.6	2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3.6	4.5	4.2	5.4	5.8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4.7	6.0	5.9	7.4	8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.8	3.8	3.6	4.8	5.4	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	16.3	20.3	19.5	24.4	24.6	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.7	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.4	0.7	0.7	0.7	0.8	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.1	3.6	3.7	3.9	4.1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.8	4.4	4.5	4.9	5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	11.9	14.8	14.2	16.7	20.7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.3	0.8	0.7	1.1	1.4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.2	2.4	2.3	3.5	4.0	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	22.1	26.7	26.1	29.9	36.0	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1.2	1.3	1.3	1.4	1.4	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	4.7	5.4	5.4	5.8	6.2	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 7 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Parkhafen, Freigabe Mai 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	27.2	30.8	30.8	33.7	36.4	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.6	3.2	3.2	3.8	3.8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	38.5	54.2	56.0	61.1	67.4	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	24.8	32.0	31.7	36.4	38.6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	4.8	8.7	8.4	11.1	13.3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1.7	3.5	3.3	5.6	6.1	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.7	1.4	1.4	1.8	2.7	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.5	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.% TS	10	4	<0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	8	<0.1	k.MW	<0.1	0.1	0.1	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	77.1	86.2	86.6	90.7	92.2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2920	3696	3810	4037	4370	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1200	1370	1350	1500	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3300	3940	3850	4320	4500	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	17	20	20	22	23	
Blei	mg/kg TS	10	0	52	64	63	74	76	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.0	1.3	1.4	1.5	1.5	
Chrom	mg/kg TS	10	0	34	40	38	47	51	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	34	43	42	47	51	
Nickel	mg/kg TS	10	0	21	26	25	29	29	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.9	1.0	1.0	1.2	1.2	
Zink	mg/kg TS	10	0	261	322	319	358	363	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	30	32	32	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	83	89	89	91	94	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.6	2.2	2.3	2.4	2.5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	77	80	80	83	84	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	58	66	66	69	71	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	40	42	42	44	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.1	1.3	1.3	1.3	1.4	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	442	512	519	540	562	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	93	130	140	161	170	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	11	17	18	20	29	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	81	113	121	143	146	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.13	1.31	1.33	1.42	1.42	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.88	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.8	1.0	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.8	2.1	2.2	2.4	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3.0	3.3	3.3	3.6	3.7	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.9	4.3	4.2	4.8	4.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.6	3.0	2.9	3.4	3.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	13.8	15.4	15.1	17.2	17.7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.6	0.7	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.2	3.6	3.6	3.9	4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9.3	10.7	11.0	12.0	12.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.6	3.9	3.5	5.8	9.0	
Chlorbenzole									
PeCb	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.0	1.3	1.4	
HCB	µg/kg TS	10	0	4.2	5.0	5.1	5.4	5.6	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	13	18	18	22	26	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	15	20	19	28	29	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	39	50	50	58	60	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	5	<1	1.3	<1.2	1.7	2.1	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
TricyP	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z. 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	0.61	1.00	0.98	1.32	1.50	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	108	152	159	204	208	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.37	1.52	1.57	1.58	1.60	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	1.0	1.0	1.1	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.8	1.0	1.0	1.1	1.2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	2.2	2.5	2.5	2.7	2.9	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3.3	3.8	3.9	4.0	4.4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4.5	5.0	5.0	5.4	5.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	3.1	3.5	3.5	3.8	4.1	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	16.0	18.0	18.1	19.7	20.6	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	0,5 / 1,5
g-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.5	0.5	0.5	0.6	0.6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.6	4.2	4.3	4.5	4.5	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.9	4.8	4.9	5.3	5.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	10.2	12.5	12.6	13.5	14.0	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.5	0.9	0.7	1.3	1.9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.7	4.6	3.9	6.8	11.7	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	20.4	27.4	27.2	31.5	34.2	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1.0	1.2	1.1	1.5	1.7	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	4.6	5.8	6.0	6.3	6.3	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 8 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe Mai 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	29.6	32.9	31.2	36.5	44.1	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.8	2.9	3.0	3.2	3.4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	26.0	47.9	50.0	57.3	61.3	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	28.3	33.0	31.9	36.6	41.5	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	7.3	13.0	11.9	16.7	24.8	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1.6	4.3	3.3	5.6	14.6	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.5	1.4	0.9	3.5	4.0	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.4	0.5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.1	0.3	0.3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	4	<0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	56.5	81.0	82.4	88.1	89.9	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2660	3952	3940	4594	4630	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	850	1315	1400	1410	1500	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2100	3530	3650	3940	4300	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	13	20	21	22	24	
Blei	mg/kg TS	10	0	33	53	56	59	62	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.1	1.7	1.8	2.0	2.0	
Chrom	mg/kg TS	10	0	27	41	42	48	48	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	31	50	52	55	55	
Nickel	mg/kg TS	10	0	15	24	25	28	29	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.7	1.0	1.1	1.1	1.1	
Zink	mg/kg TS	10	0	211	341	354	390	405	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	31	32	32	33	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	85	91	91	93	93	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2.4	2.8	2.8	3.1	3.2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	74	82	82	86	87	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	66	70	69	74	77	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	42	44	44	45	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.2	1.3	1.3	1.3	1.4	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	521	576	581	608	621	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	50	87	90	101	110	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	1	<10	12	12	14	14	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	43	75	77	89	93	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.38	1.65	1.66	1.79	1.85	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.5	0.9	0.9	0.9	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.9	1.0	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.7	2.2	2.3	2.4	2.5	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1.1	1.4	1.4	1.5	1.7	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	3.2	3.7	3.7	4.0	4.0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	4.2	4.7	4.8	5.0	5.0	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.8	3.4	3.6	3.7	3.7	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	14.3	17.2	17.3	18.5	18.9	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0.6	0.7	0.7	0.7	0.9	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.5	3.9	3.9	4.4	4.6	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	6.9	12.1	12.0	14.1	15.0	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1.7	6.0	5.1	10.2	16.0	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0.7	1.1	1.1	1.4	1.5	
HCB	µg/kg	10	0	3.4	5.7	6.0	6.8	7.0	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	6.6	11	11	14	15	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	6.8	11	11	15	15	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	24	42	42	54	58	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	1.5	3.0	3.1	3.6	3.8	
Triphenylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	0.85	1.52	1.60	1.71	1.80	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	88	106	109	115	122	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1.9	2.1	2.0	2.3	2.4	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0.9	1.1	1.1	1.1	1.1	
PCB 52	µg/kg	10	0	1	1.1	1.1	1.2	1.2	
PCB 101	µg/kg	10	0	2.5	2.7	2.7	2.9	3.0	
PCB 118	µg/kg	10	0	1.6	1.8	1.8	1.9	1.9	
PCB 138	µg/kg	10	0	4.1	4.6	4.6	4.7	5.7	
PCB 153	µg/kg	10	0	5.3	5.9	5.7	6.1	7.4	
PCB 180	µg/kg	10	0	3.6	4.3	4.2	4.6	5.1	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	19.6	21.4	21.1	21.8	25.2	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.6	0.7	0.7	0.7	0.9	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0.5	0.5	0.5	0.6	0.6	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	4.4	4.8	4.8	5.1	5.1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	4.8	5.5	5.7	5.9	6.1	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	12.2	14.8	15.2	16.1	16.7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.5	0.9	0.7	1.3	1.9	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	2.1	7.4	6.1	12.1	17.8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	26.5	33.9	32.6	41.0	46.9	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	1.1	1.4	1.3	1.6	1.9	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	5.9	7.1	7.1	8.2	8.4	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 9 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Sandauhafen, Freigabe Mai 2017, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	28.4	34.1	34.1	37.1	37.1	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.7	3.29	3.2	3.9	4.6	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	44.6	52.6	53.1	59.0	60.9	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	29.2	34.1	34.2	37.8	39.6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	6.3	9.6	9.5	12.0	12.3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1.5	2.2	2.2	2.6	2.8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.6	0.8	0.7	1.0	1.1	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.4	0.2	0.5	1.7	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.2	0.1	0.2	0.4	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	5	<0.1	0.4	<0.1	0.5	2.8	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	82.5	86.6	87.1	89.1	91.0	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2890	3607	3735	3979	4600	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1300	1420	1400	1520	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	3100	3590	3450	4100	4100	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	17	20	20	22	23	
Blei	mg/kg TS	10	0	52	62	65	66	70	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.1	1.5	1.4	1.8	2.2	
Chrom	mg/kg TS	10	0	35	41	40	46	51	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	36	41	42	46	50	
Nickel	mg/kg TS	10	0	22	26	25	29	30	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.8	1.0	1.0	1.2	1.2	
Zink	mg/kg TS	10	0	294	341	340	385	435	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	31	32	32	34	34	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	89	92	92	95	95	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2.0	2.6	2.4	3.2	3.6	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	72	79	79	84	86	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	68	71	71	77	79	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	41	43	44	44	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.3	1.37	1.35	1.5	1.5	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	525	574	564	651	672	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	130	212	225	271	280	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	0	16	22	23	25	26	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	116	190	198	242	251	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.38	1.58	1.54	1.79	1.91	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.1	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.5	1.9	2.0	2.2	2.3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	1.0	1.0	1.1	1.2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.8	2.5	2.5	2.9	3.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.9	3.8	3.6	4.8	5.0	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.7	2.4	2.2	3.2	3.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10.2	13.4	12.9	16.4	17.1	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	1.0	1.0	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.4	4.5	4.2	5.7	6.1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	11.0	12.9	12.5	15.1	16.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2.7	7.2	5.2	11.9	20.0	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1.1	1.4	1.3	1.7	2.1	
HCB	µg/kg TS	10	0	4.8	6.8	6.1	10.1	11.0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kgTS	10	0	11	15	15	18	19	
Dibutylzinn	µg /kgTS	10	0	12	15	15	17	21	
Tributylzinn	µg /kgTS	10	0	33	41	39	51	51	20 / 300
TeBT	µg /kgTS	10	1	<1	3.2	2.2	6.6	7.9	
Triphenylzinn	µg /kgTS	10	8	<1	k.MW	<1	1.4	1.7	
TCyT	µg /kgTS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	0.93	1.24	1.25	1.42	1.60	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	148	245	260	316	320	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.60	1.82	1.76	2.12	2.17	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.9	1.0	1.0	1.2	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.8	2.2	2.3	2.5	2.6	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.3	1.4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.2	2.9	2.9	3.4	3.8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.5	4.4	4.1	5.4	5.7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.1	2.7	2.5	3.6	3.9	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12.5	15.4	15.0	18.4	19.6	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	1.1	1.1	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.8	0.8	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.9	5.3	4.9	6.5	7.2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.0	6.5	6.2	7.7	8.4	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	12.6	14.9	14.4	17.0	18.1	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.5	1.0	1.0	1.4	1.6	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	3.2	8.4	6.0	14.4	23.8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	26.4	36.7	31.9	46.8	57.3	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1.3	1.6	1.5	2.0	2.5	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	5.5	7.8	7.0	11.3	12.4	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 10 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlbrand, Freigabe Mai 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	37.1	45.1	43.4	54.5	56.3	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.7	2.6	2.8	3.1	3.2	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	17.1	24.8	26.7	29.9	32.0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	20.9	36.2	38.4	39.7	40.8	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	19.7	26.1	22.8	36.0	38.0	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	7.4	11.6	11.8	13.7	22.2	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.5	1.0	0.8	1.5	1.7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.4	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	39.1	61.0	64.6	69.3	70.8	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1640	2607	2715	3137	3920	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	640	883	940	1010	1100	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1500	2030	2200	2400	2400	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	9	12	13	14	14	
Blei	mg/kg TS	10	0	20	29	32	35	36	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.7	1.1	1.2	1.3	1.4	
Chrom	mg/kg TS	10	0	18	25	26	30	30	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	18	27	29	31	32	
Nickel	mg/kg TS	10	0	11	16	17	19	20	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.5	0.5	0.5	
Zink	mg/kg TS	10	0	141	208	222	245	260	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	26	28	28	29	30	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	76	81	81	84	85	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	2.5	2.8	2.8	2.9	3.2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	67	75	77	78	78	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	58	63	62	68	68	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	40	41	42	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	558	587	585	609	642	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	60	82	79	110	110	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	8	<10	k.MW	<10	10	10	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	54	75	71	100	102	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.58	1.03	1.11	1.23	1.26	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.6	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.6	0.6	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.7	1.1	1.2	1.3	1.6	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.6	0.7	0.8	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.0	1.7	1.9	2.0	2.8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.4	2.4	2.6	2.8	3.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	0.9	1.8	1.9	2.2	3.2	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	5.2	8.5	9.3	10.3	13.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.19	0.39	0.37	0.54	0.63	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.06	0.09	0.10	0.11	0.11	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.3	2.1	2.3	2.5	2.5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.6	6.0	6.3	7.5	7.5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.0	2.9	2.9	3.9	4.1	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.7	0.7	0.9	
HCB	µg/kg TS	10	0	2.7	4.0	4.0	5.0	5.5	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	7	11	10	17	17	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	4	9	7	15	21	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	15	31	25	49	71	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	3	<1	1.4	1.3	2.1	2.5	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180 min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.6	1.0	1.1	1.3	1.3	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	114	134	130	159	159	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.46	1.67	1.66	1.84	1.94	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.3	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.4	1.8	1.7	2.0	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.8	1.0	0.9	1.1	1.2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.0	2.8	2.8	3.1	4.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.8	3.8	3.8	4.3	5.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.8	2.8	2.8	3.5	4.9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10.3	13.8	13.7	16.0	20.5	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.6	0.8	1.0	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.8	3.4	3.5	3.6	3.7	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.4	3.9	3.9	4.2	4.3	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8.1	9.7	9.7	10.6	10.9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.3	0.7	0.8	0.9	0.9	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2.0	4.7	4.7	5.9	6.3	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	16.9	22.7	22.9	24.7	26.1	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.9	1.0	1.0	1.2	1.3	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	5.4	6.6	6.4	7.6	8.0	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 11 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Nor-
derelbe BI7, Freigabe Juni 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	32.2	39.7	37.3	47.8	52.7	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	1.0	1.9	2.1	2.5	2.6	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	20.8	38.1	43.2	48.4	52.4	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	24.7	28.0	28.7	30.2	30.4	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	14.0	23.0	21.1	34.2	34.3	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	4.7	9.3	7.2	15.6	19.3	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.6	1.1	0.8	1.7	2.9	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	48.5	66.1	69.2	77.9	80.1	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1540	2839	3060	3587	4100	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	760	1035	1100	1210	1300	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2100	3010	3250	3630	3900	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	10	16	18	18	22	
Blei	mg/kg TS	10	0	23	38	42	44	53	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.5	0.8	0.8	0.9	1.1	
Chrom	mg/kg TS	10	0	20	33	36	39	45	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	19	28	29	31	35	
Nickel	mg/kg TS	10	0	13	20	22	23	27	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.5	0.5	
Zink	mg/kg TS	10	0	127	200	212	234	283	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	26	28	28	29	30	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	64	70	70	73	77	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.0	1.2	1.1	1.4	1.8	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	68.1	67	73	75	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	48	53	51	58	62	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	32	35	35	37	38	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.6	0.6	0.6	0.7	0.8	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	349	386	380	427	455	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	29	53	53	69	73	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	10	<10	k.MW	<10	<10	<10	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	25	47	47	61	65	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.66	0.93	0.97	1.03	1.15	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.6	0.8	0.8	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.0	1.4	1.4	1.6	1.8	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.5	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.5	2.2	2.3	2.6	3.0	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.1	2.9	3.0	3.4	4.0	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.3	1.9	2.0	2.3	2.6	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	7.3	10.4	10.7	12.0	13.7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.15	0.26	0.26	0.32	0.32	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	1	<0.05	0.08	0.08	0.10	0.13	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.2	1.8	1.9	2.2	2.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.6	5.6	5.6	7.1	7.8	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.4	1.7	0.7	2.8	8.9	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.6	0.8	0.8	
HCB	µg/kg TS	10	0	1.6	2.6	2.6	3.2	3.4	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	10	13	13	16	16	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	7	9	9	10	10	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	20	24	24	2	28	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	2	<1	1.6	1.6	2.0	2.4	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	9	<1	k.MW	<1	<1.1	1.6	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	10	0	0.79	1.47	1.50	2.03	2.30	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	57	79.9	77	100	105	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.28	1.42	1.40	1.55	1.69	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.8	1.1	1.5	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.9	1.0	1.0	1.2	1.6	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.9	2.1	2.0	2.2	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	1.0	1.1	1.1	1.2	1.4	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.9	3.4	3.3	3.7	4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.7	4.5	4.4	5.0	5.3	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.3	2.9	2.8	3.4	3.8	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	13.8	15.8	15.3	17.2	20.0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.6	0.6	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	10	1	<0.05	0.1	0.1	0.2	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.4	2.7	2.6	3.0	3.2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.0	3.3	3.2	3.6	3.7	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	7.3	8.5	8.4	9.8	10.9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.2	0.4	0.3	0.8	1.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.6	3.0	1.0	5.5	17.6	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	14.0	18.1	15.6	21.7	36.2	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.0	1.1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	10	0	3.3	3.8	3.8	4.4	4.4	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 12 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Südelbe B15, Freigabe Mai 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	14	0	20.4	40.8	41.6	53.1	59.6	
TOC (C)	Gew.% TS	14	0	1.4	3.2	3.2	4.7	5.4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	14	0	16.0	39.1	34.0	66.0	73.0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	14	0	22.6	32.6	31.0	39.3	41.2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	14	0	2.6	18.2	21.2	28.1	36.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	14	0	0.8	6.3	5.5	11.6	13.6	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	14	0	0.3	2.9	1.8	5.7	12.1	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	14	1	<0.1	0.4	0.3	0.7	1.8	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	14	1	<0.1	0.3	0.2	0.5	0.8	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	14	1	<0.1	0.3	0.2	0.4	0.8	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	14	0	46.6	71.7	72.6	92.2	95.6	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	14	0	1580	3641	3655	5636	6010	1500
Phosphor	mg/kg TS	14	0	750	1189	1200	1570	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	14	0	1600	2879	2600	4490	4800	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	14	0	9	15	14	20.8	24	
Blei	mg/kg TS	14	0	21	41	38	59.4	69	
Cadmium	mg/kg TS	14	0	0.7	1.3	1.4	1.6	1.8	
Chrom	mg/kg TS	14	0	18	33	31	46	61	
Kupfer	mg/kg TS	14	0	17	29	29	38	39	
Nickel	mg/kg TS	14	0	12	21	20	29	36	
Quecksilber	mg/kg TS	14	0	0.3	0.5	0.5	0.6	0.7	
Zink	mg/kg TS	14	0	147	280	284	366	378	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	14	0	22	25	25	28	28	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	14	0	69	77	78	82	86	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	14	0	1.5	2.3	2.4	3.1	3.2	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	14	0	64	71	71	78	79	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	14	0	40	52	53	62	64	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	14	0	34	39	40	41	42	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	14	0	0.6	0.8	0.7	0.9	1.0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	14	0	411	528	522	645	657	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	29	69	65	98	110	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	14	9	<10	k.MW	<10	11	14	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	14	0	24	61	58	86	96	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	0.74	1.38	1.45	1.74	1.89	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0.4	0.6	0.6	0.8	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0.4	0.7	0.7	0.9	1.0	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	0.9	1.6	1.6	2.2	2.2	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0.5	0.9	0.9	1.1	1.2	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	1.4	2.5	2.5	3.4	3.6	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	1.9	3.4	3.3	4.6	5.1	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	1.4	2.4	2.4	3.4	3.9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	6.9	12.1	11.9	16.2	17.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	14	0	0.3	0.5	0.5	0.8	1.0	
gamma-HCH	µg/kg TS	14	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	1.3	2.8	3.0	3.8	3.9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	4.7	10.1	10.5	13	16	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1.0	4.9	4.4	8.3	12	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	14	0	0.5	0.9	0.9	1.1	1.2	
HCB	µg/kg TS	14	0	2.2	5.4	5.7	7.1	11.0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	14	0	10	17	15	24	26	
Dibutylzinn	µg /kg TS	14	0	6	11	11	13	18	
Tributylzinn	µg /kg TS	14	0	16	29	28	37	38	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	14	3	<1	2.3	2.0	4.2	4.9	
Triphenylzinn	µg /kg TS	14	13	<1	k.MW	<1	<1	35	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	14	14	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	14	0	0.6	1.6	1.5	2.8	2.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63									
Mineralöl	mg/kg TS	14	0	45	95	98	123	124	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	14	0	1.15	1.94	1.86	2.53	2.59	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	14	0	0.6	0.9	0.9	1.0	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	14	0	0.6	1.0	1.0	1.1	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	14	0	1.4	2.2	2.2	2.5	3	
PCB 118	µg/kg TS	14	0	0.8	1.2	1.2	1.5	1.5	
PCB 138	µg/kg TS	14	0	2.2	3.4	3.4	4.2	4.8	
PCB 153	µg/kg TS	14	0	3	4.7	4.6	5.6	6.9	
PCB 180	µg/kg TS	14	0	2.2	3.3	3.3	4.5	5.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	14	0	10.8	16.7	16.4	19.7	23.7	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0.4	0.8	0.8	1.0	1.6	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	14	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	0.2	0.4	0.4	0.5	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	14	0	2.3	3.9	4.0	4.9	5.2	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	3	4.9	4.6	6.4	6.9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	14	0	7.7	13.9	13.5	17.9	18.1	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	0.3	0.9	0.6	1.6	2.7	
p,p'-DDT	µg/kg TS	14	0	1.5	6.7	5.3	11.5	16.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	14	0	16.3	30.6	29.3	43.2	44.7	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	0.9	1.2	1.1	1.5	1.7	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	14	0	4.7	7.5	7.2	9.8	15.2	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 13 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Köhlfleet, Freigabe Juni/Juli 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.%	11	0	21.7	24.9	24.7	27.6	29.0	
TOC (C)	Gew.%	11	0	2.4	3.1	3.0	3.5	3.5	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.%TS	11	0	63	69.8	70.3	74.2	75.0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.%TS	11	0	20.4	22.9	22.7	24.7	25.2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.%TS	11	0	3.0	5.4	5.6	7.8	8.9	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.%TS	11	0	0.7	1.2	1.0	2.0	2.4	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.%TS	11	1	<0.1	0.4	0.4	0.5	0.5	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.%TS	11	0	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.%TS	11	3	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.5	
Fraktion > 2000 µm	Gew.%TS	11	10	<0.1	k.MW	<0.1	<0.1	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.%TS	11	0	88.2	92.7	93.0	95.4	95.4	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	11	0	4300	4924	4700	5950	6220	1500
Phosphor	mg/kg TS	11	0	1300	1473	1500	1600	1600	500
Schwefel	mg/kg TS	11	0	4000	4527	4600	4900	4900	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	11	0	20	24	23	27	30	
Blei	mg/kg TS	11	0	51	61	62	66	76	
Cadmium	mg/kg TS	11	0	0.9	1.0	1.0	1.1	1.2	
Chrom	mg/kg TS	11	0	43	52	50	64	66	
Kupfer	mg/kg TS	11	0	32	37	36	41	41	
Nickel	mg/kg TS	11	0	27	31	31	35	39	
Quecksilber	mg/kg TS	11	0	0.5	0.6	0.6	0.7	0.8	
Zink	mg/kg TS	11	0	255	299	299	327	375	
Metalle aus der Frakt. < 20µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	11	0	26	30	30	32	33	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	11	0	69	81	82	89	90	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	11	0	1.1	1.1	1.1	1.2	1.3	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	11	0	67	76	72	84	85	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	11	0	38	45	44	53	57	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	11	0	37	41	40	43	44	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	11	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	11	0	342	392	376	432	455	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	11	0	77	101	91	120	150	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	11	0	11	13	12	16	19	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	11	0	66	88	79	108	126	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	11	0	0.97	1.24	1.27	1.34	1.36	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	11	0	0.5	0.7	0.7	1.1	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	11	0	0.4	0.6	0.7	0.7	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	11	0	1.1	1.6	1.7	2.0	2.0	
PCB 118	µg/kg TS	11	0	0.6	0.9	0.9	1.3	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	11	0	1.7	2.6	2.5	3.8	4.0	
PCB 153	µg/kg TS	11	0	2.4	3.6	3.5	4.7	4.8	
PCB 180	µg/kg TS	11	0	1.4	2.2	1.9	3.4	3.6	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	11	0	8.1	12.3	11.9	17.0	17.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	11	0	0.3	0.3	0.3	0.4	0.4	
gamma-HCH	µg/kg TS	11	0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	11	0	2.0	2.7	2.7	3.0	3.1	
p,p'-DDD	µg/kg TS	11	0	5.6	7.3	7.5	8.8	9.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	11	0	0.7	1.6	1.3	2.0	4.5	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg TS	11	0	0.7	0.9	1.0	1.0	1.0	
HCB	µg/kg TS	11	0	3.5	4.1	4.2	4.4	4.9	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	11	0	13	20	20	23	27	
Dibutylzinn	µg /kg TS	11	0	10	13	13	16	17	
Tributylzinn	µg /kg TS	11	0	24	31	32	34	43	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	11	0	2.1	3.3	3.3	4.2	4.3	
Triphenylzinn	µg /kg TS	11	11	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	11	11	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung n.180min	g O ₂ /kg TS	11	0	1.7	2.0	2.0	2.2	2.3	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe <63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	11	0	87	108	98	129	157	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg TS	11	0	1.08	1.34	1.34	1.45	1.45	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	11	0	0.6	0.8	0.7	1.2	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	11	0	0.4	0.7	0.7	0.8	0.8	
PCB 101	µg/kg TS	11	0	1.2	1.7	1.8	2.1	2.1	
PCB 118	µg/kg TS	11	0	0.7	1.0	1.0	1.4	1.4	
PCB 138	µg/kg TS	11	0	1.9	2.8	2.6	4	4.3	
PCB 153	µg/kg TS	11	0	2.7	3.9	3.8	5	5.2	
PCB 180	µg/kg TS	11	0	1.6	2.3	2.1	3.6	3.9	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	11	0	9.1	13.2	12.9	18.1	18.9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
alpha-HCH -63µm	µg/kg TS	11	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg TS	11	0	0.1	0.1	0.1	0.14	0.15	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	11	0	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	
p,p'-DDE	µg/kg TS	11	0	2.2	2.9	2.9	3.2	3.3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	11	0	2.5	3.0	3.0	3.5	3.5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	11	0	6.2	7.9	8.1	9.3	9.7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	11	0	0.2	0.3	0.3	0.5	0.5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	11	0	0.8	1.7	1.4	2.2	4.7	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	11	0	13.4	16.1	15.6	18.6	19.5	
Chlorbenzole < 63 µm									
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	11	0	0.8	1.0	1.0	1.1	1.1	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	11	0	4.0	4.4	4.5	4.7	5.1	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 14 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Parkhafen, Freigabe April/Mai 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	26.2	37.7	37.7	41.9	49.0	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.3	3.4	3.5	3.9	3.9	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	25.4	42.1	42.1	49.3	52.1	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	31.1	34.8	34.9	36.7	37.6	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	11	16.4	16.1	20.3	25.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	2.8	5.1	4.7	6.5	11.7	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.7	1.3	1.2	1.7	2.7	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.1	0.3	0.4	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	3	<0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	59.7	76.9	77.6	83.1	83.2	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2230	3334	3360	4011	4110	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	940	1234	1250	1400	1400	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2200	3050	3050	3510	3600	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	14	18	18	20	21	
Blei	mg/kg TS	10	0	32	47	48	53	56	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.9	1.4	1.4	1.5	1.8	
Chrom	mg/kg TS	10	0	33	44	44	50	51	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	33	40	41	45	45	
Nickel	mg/kg TS	10	0	18	25	25	28	28	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.6	0.8	0.8	
Zink	mg/kg TS	10	0	218	305	316	337	370	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	28	29	29	30	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	80	81	82	83	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.9	2.3	2.3	2.6	2.8	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	72	81	81	86	87	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	56	62	62	68	69	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	39	42	42	44	45	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.9	0.9	0.9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	466	531	532	577	582	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	79	115	115	151	160	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	1	<10	12	11	14	17	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	71	102	97	136	148	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.10	1.53	1.50	1.73	2.28	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.5	0.8	0.8	0.9	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.8	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.0	1.5	1.6	1.8	2.0	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.5	0.7	0.7	0.9	1.0	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.4	2.2	2.2	2.5	2.8	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.1	3.0	3.1	3.5	3.9	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.6	2.1	2.1	2.2	2.6	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	7.6	11.0	11.3	12.4	14.0	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.5	0.6	0.5	0.7	0.8	
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.0	3.1	3.2	3.5	3.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	5.9	9.0	9.3	11.0	11.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2.3	3.8	3.3	5.6	7.2	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0.7	1.0	1.0	1.2	1.2	
HCB	µg/kg TS	10	0	3.1	4.9	5.0	5.8	6.1	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kg TS	10	0	11	21	21	27	29	
DBT	µg /kg TS	10	0	10	17	17	21	24	
TBT	µg /kg TS	10	0	16	30	23	46	79	20 / 300
TeBT	µg /kg TS	10	7	<1	k.MW	<1	3.3	3.5	
TPT	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
TcyT	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O2-Z 180m	gO2/kg TS	10	0	0.9	1.3	1.4	1.6	1.8	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	119	149	142	185	192	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16BG	mg/kg TS	10	0	1.75	1.97	1.89	2.09	2.76	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.8	1.0	1.05	1.1	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.9	1.0	0.9	1.0	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.7	2.0	2.0	2.3	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.9	1.1	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.3	2.8	2.7	3.3	3.4	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.5	3.9	3.8	4.4	4.7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.4	2.7	2.7	2.8	3.1	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12.7	14.3	14.0	15.9	16.8	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.6	1.0	1.4	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.4	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.4	3.9	4.0	4.3	4.5	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.8	4.4	4.3	4.7	4.9	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	9.9	11.7	12.0	13.2	13.2	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.4	2.1	0.7	3.4	13.4	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	2.8	4.9	4.6	7.1	8.8	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	21.3	27.4	26.4	31.1	37.6	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1.1	1.3	1.2	1.4	1.5	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	5.2	6.4	6.4	7.4	7.6	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 15 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Vorhafen, Freigabe Juni 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	23.7	30.0	27.3	35.0	52.6	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	0.9	3.0	3.1	3.7	3.8	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	12.4	56.0	62.0	66.5	69.0	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	19.6	26.9	27.4	31.4	33.3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	6.3	10.6	8.7	14.0	27.2	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.5	4.8	2.0	5.5	32.5	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.3	1.3	0.5	2.3	7.2	
Fraktion 630 - 1000µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.1	0.5	0.7	
Fraktion 1000-2000µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.2	0.2	0.3	0.6	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	8	<0.1	k.MW	<0.1	0.2	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	32.0	82.9	89.0	91.7	92.4	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	1450	4611	4750	5803	6190	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	630	1453	1500	1610	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1500	3940	4200	4420	4600	
Metalle aus der Gesamtfraktion									
Arsen	mg/kg TS	10	0	9	21	22	23	27	
Blei	mg/kg TS	10	0	20	53	56	62	66	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	0.7	1.3	1.5	1.7	1.8	
Chrom	mg/kg TS	10	0	17	44	44	56	65	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	17	41	43	48	49	
Nickel	mg/kg TS	10	0	11	27	28	32	35	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.3	0.6	0.6	0.7	0.7	
Zink	mg/kg TS	10	0	135	315	328	376	392	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	26	28	28	30	30	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	67	75	74	82	82	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.0	1.8	1.8	2.4	2.5	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	63	68	69	73	73	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	40	54	58	64	68	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	34	37	36	39	40	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.9	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	354	455	451	541	563	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	29	87	91	102	120	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	1	<10	12	12	15	16	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	25	76	79	88	108	
PAK									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.66	1.34	1.41	1.52	1.62	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.3	0.8	0.8	0.9	0.9	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.3	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	0.7	1.7	1.9	2.0	2.0	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.5	1.0	1.0	1.3	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	1.3	2.9	3.1	3.6	3.6	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	1.6	3.9	4.1	4.5	4.7	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	1.2	2.6	2.7	3.3	3.3	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	6.0	13.7	14.3	16.5	16.7	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 /
Hexachlorcyclohexane									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.4	0.4	0.4	0.6	
g-HCH	µg/kg TS	10	1	<0.05	0.1	0.1	0.1	0.1	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	1.1	3.0	3.3	3.7	3.8	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.6	8.8	9.7	10.1	11.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1	4.5	4.7	7.1	8.2	
Chlorbenzole									
PeCb	µg/kg TS	10	0	0.4	1.0	1.0	1.1	1.1	
HCB	µg/kg TS	10	0	1.7	4.4	4.7	5.1	5.3	
Organozinnverbindungen (OZK)									
Monobutylzinn	µg /kg TS	10	0	9.7	20	19	26	28	
Dibutylzinn	µg /kg TS	10	0	8.2	15	15	18	26	
Tributylzinn	µg /kg TS	10	0	26	44	37	64	85	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg TS	10	0	1.4	4.1	4.4	5.1	5.8	
Triphenylzinn	µg /kg TS	10	9	<1	k.MW	<1	<1.0	1.3	
TricyP	µg /kg TS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z. 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	0.7	2.2	2.3	2.5	2.8	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	91	105	101	117	133	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.40	1.64	1.66	1.86	2.02	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.8	0.9	0.9	1.1	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.7	1.0	1.0	1.1	1.2	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.8	2.1	2.2	2.4	2.4	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.9	1.3	1.4	1.6	1.6	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.7	3.6	3.8	4.2	4.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.7	4.7	4.8	5.4	5.4	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2	3.2	3.3	3.8	4	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	12.6	16.7	17.2	19.5	19.9	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH -63µm	µg/kg TS	10	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.7	0,5 / 1,5
g-HCH -63µm	µg/kg TS	10	1	<0.05	0.1	0.1	0.1	0.1	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	1	<0.1	0.3	0.3	0.3	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.8	3.6	3.7	4.1	4.1	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.2	4.0	4.1	4.4	4.6	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8.5	10.7	11.2	11.7	11.9	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.3	0.9	0.7	1.6	2.5	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	1.1	6.0	6.1	9.8	14.1	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	16.4	25.5	26.1	31.9	33.7	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0.8	1.2	1.2	1.3	1.3	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	4.2	5.3	5.4	6.0	6.1	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 16 Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus der Rethe, Freigabe April / Mai 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	23.3	29.6	24.6	40.1	49.5	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.5	4.1	4.1	5.2	5.4	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	29.9	56.4	66.3	68.7	69.6	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	25.5	32.0	28.0	41.1	44.2	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	3.2	9.2	4.3	20.2	24.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	0.8	1.6	1.2	2.7	3.8	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.2	0.5	0.4	0.7	1.4	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.3	0.3	0.4	0.5	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	5	<0.1	0.13	<0.1	0.2	0.2	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	71	88	94	95	95	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2610	4802	5500	5736	5880	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	1000	1450	1500	1610	1700	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	2600	4080	4650	4800	4800	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	13	20	21	22	23	
Blei	mg/kg TS	10	0	34	54	55	64	64	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.1	1.4	1.5	1.6	1.7	
Chrom	mg/kg TS	10	0	32	46	44	57	57	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	25	38	39	45	52	
Nickel	mg/kg TS	10	0	19	29	28	34	45	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.4	0.5	0.5	0.6	0.6	
Zink	mg/kg TS	10	0	231	329	348	374	389	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	23	28	29	30	31	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	73	81	81	87	91	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.2	1.9	1.7	2.8	3.0	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	70	76	75	80	86	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	40	53	53	62	66	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	36	40	40	43	46	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.6	0.7	0.7	0.8	0.8	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	412	495	464	596	626	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	72	108	115	121	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	2	<10	13	12	16	19	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	63	94	100	109	111	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.08	1.44	1.44	1.58	1.66	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.4	0.8	0.8	1.0	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.6	1.9	2.0	2.1	2.3	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	1.0	1.1	1.2	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.2	3.0	2.9	3.6	4.3	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.0	4.1	4.2	4.7	5.5	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.1	2.8	2.8	3.2	4.0	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10.7	14.5	14.4	16.4	19.5	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohe-									
alpha-HCH	µg/kg	10	0	0.3	0.5	0.4	0.6	1.0	
gamma-HCH	µg/kg	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	
DDT und Metabo-									
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.0	3.4	3.5	3.8	4.0	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	6.9	10.8	11.0	13.1	14.0	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	1.7	4.0	4.1	5.8	6.6	
Chlorbenzole									
Pentachlorbenzen	µg/kg	10	0	0.8	1.0	1.0	1.0	1.1	
HCB	µg/kg	10	0	4.4	5.3	5.3	5.9	6.7	
Organozinnverbindungen									
Monobutylzinn	µg /kg	10	0	13	20	19	23	25	
Dibutylzinn	µg /kg	10	0	9	12	12	14	16	
Tributylzinn	µg /kg	10	0	29	36	34	40	62	20 / 300
Tetrabutylzinn	µg /kg	10	0	2.3	3.2	3.2	4.0	4.4	
Triphenylzinn	µg /kg	10	9	<1	k.MW	<1	<1.02	1.2	
Tricyclohexylzinn	µg /kg	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Zehrung	g O ₂ /kg	10	0	1.0	2.1	2.5	2.8	2.9	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasser-									
Mineralöl	mg/kg	10	0	95	123	122	142	170	200 / 600
Polyzyklische Aro-									
PAK Sum. 16 g.BG	mg/kg	10	0	1.50	1.64	1.65	1.79	1.81	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle <									
PCB 28	µg/kg	10	0	0.6	0.9	0.9	1.0	1.2	
PCB 52	µg/kg	10	0	0.8	1.0	0.9	1.1	1.2	
PCB 101	µg/kg	10	0	2.0	2.2	2.2	2.3	2.5	
PCB 118	µg/kg	10	0	1.0	1.2	1.2	1.3	1.4	
PCB 138	µg/kg	10	0	2.8	3.4	3.3	3.8	4.6	
PCB 153	µg/kg	10	0	4.1	4.7	4.6	5.0	5.9	
PCB 180	µg/kg	10	0	2.7	3.1	3.0	3.4	4.3	
PCB Summe 7	µg/kg	10	0	14.6	16.4	16.1	17.5	21.0	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63									
alpha-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.3	0.5	0.4	0.7	1.0	0,5 / 1,5
gamma-HCH -63µm	µg/kg	10	0	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg	10	0	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	
p,p'-DDE	µg/kg	10	0	2.8	3.8	3.9	4.3	4.3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg	10	0	3.5	4.3	4.3	4.8	4.8	
p,p'-DDD	µg/kg	10	0	9.7	12.2	12.8	13.8	14.7	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg	10	0	0.3	0.7	0.6	0.8	1.6	
p,p'-DDT	µg/kg	10	0	2.1	4.6	4.6	7.0	7.4	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg	10	0	19.4	25.8	25.4	29.7	30.1	
Chlorbenzole < 63									
Pentachlorbenzol	µg/kg	10	0	1.0	1.1	1.1	1.2	1.3	1 / 3
Hexachlorbenzol	µg/kg	10	0	4.7	6.1	6.2	6.7	7.0	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 17 **Statistik der chemischen Analyse der verbrachten Sedimente aus dem Sandauhafen, Freigabe Mai 2018, Einordnung der Werte nach GÜBAK (2009)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1/ RW2
Trockensubstanz	Gew.% OS	10	0	21.9	34.8	35.4	40.7	42.8	
TOC (C)	Gew.% TS	10	0	2.3	3.8	3.8	4.5	4.7	
Siebanalyse									
Fraktion < 20 µm	Gew.% TS	10	0	20.8	46.1	48.2	56.4	61.4	
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.% TS	10	0	28.4	36.0	35.9	41.0	44.3	
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.% TS	10	0	7.6	14.1	12.0	17.5	31.5	
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.% TS	10	0	1.2	2.0	1.9	2.9	3.0	
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.% TS	10	0	0.4	0.9	0.6	1.5	2.8	
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.% TS	10	1	<0.1	0.4	0.3	0.6	1.9	
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.% TS	10	0	0.1	0.3	0.2	0.4	1.1	
Fraktion > 2000 µm	Gew.% TS	10	4	<0.1	0.2	0.2	0.4	0.8	
Fraktion < 63 µm	Gew.% TS	10	0	65.1	82.2	85.2	87.8	89.8	
Nährstoffe									
Stickstoff	mg/kg TS	10	0	2640	4037	4140	4866	5010	1500
Phosphor	mg/kg TS	10	0	980	1618	1400	1780	4300	500
Schwefel	mg/kg TS	10	0	1500	3070	3150	3820	4000	
Metalle aus der Gesamtfraction									
Arsen	mg/kg TS	10	0	13	19	18	22	24	
Blei	mg/kg TS	10	0	35	51	51	59	61	
Cadmium	mg/kg TS	10	0	1.2	1.5	1.6	1.7	1.8	
Chrom	mg/kg TS	10	0	30	42	41	54	62	
Kupfer	mg/kg TS	10	0	36	42	41	49	52	
Nickel	mg/kg TS	10	0	17	25	25	30	34	
Quecksilber	mg/kg TS	10	0	0.3	0.7	0.7	0.8	0.8	
Zink	mg/kg TS	10	0	257	324	329	356	382	
Metalle aus der Fraktion < 20 µm									
Arsen <20 µm	mg/kg TS	10	0	25	29	29	30	32	40 / 120
Blei <20 µm	mg/kg TS	10	0	74	80	80	84	92	90 / 270
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	10	0	1.1	2.4	2.3	3.3	3.7	1,5 / 4,5
Chrom <20 µm	mg/kg TS	10	0	66	76	76	81	83	120 / 360
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	10	0	42	60	60	71	77	30 / 90
Nickel <20 µm	mg/kg TS	10	0	37	41	42	43	43	70 / 210
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	10	0	0.6	0.8	0.8	0.9	1.0	0,7 / 2,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	10	0	361	538	511	677	735	300 / 900
Mineralölkohlenwasserstoff									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	61	103	100	130	130	
Mineralöl C10-C25,20	mg/kg TS	10	2	<10	12	12	14	15	
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	10	0	53	92	92	118	119	
Polyzyklische Aromaten									
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	10	0	0.72	1.44	1.46	1.87	1.95	
Polychlorierte Biphenyle									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.6	0.9	0.9	1.0	1.1	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.7	0.8	0.8	0.9	0.9	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.5	1.8	1.8	2.0	2.2	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.7	0.9	0.8	1.1	1.2	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.2	2.8	2.6	3.3	3.6	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	2.9	3.7	3.6	4.4	4.8	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.0	2.6	2.6	3.1	3.4	
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	10	0	10.9	13.4	13.2	15.5	16.8	

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Mittel	Median	90. P	Max	RW1 / RW2
Hexachlorcyclohexane									
alpha-HCH	µg/kg TS	10	0	0.4	0.6	0.5	0.7	0.7	
gamma-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	
DDT und Metabolite									
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	2.8	3.5	3.3	4.3	4.5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8.0	10.9	10.5	13.1	14.0	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.7	5.9	3.9	13.3	16.0	
Chlorbenzole									
PeCB	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.2	1.3	1.3	
HCB	µg/kg TS	10	0	4.2	7.1	6.9	9.1	11.0	
Organozinnverbindungen (OZK)									
MBT	µg /kgTS	10	0	12	21	19	30	30	
Dibutylzinn	µg /kgTS	10	0	9	17	14	27	28	
Tributylzinn	µg /kgTS	10	0	15	39	33	53	110	20 / 300
TeBT	µg /kgTS	10	5	<1	1.9	<1.25	3.6	3.9	
Triphenylzinn	µg /kgTS	10	9	<1	k.MW	<1	<1.2	3.4	
TCyT	µg /kgTS	10	10	<1	k.MW	<1	<1	<1	
Sonstige									
O ₂ -Z 180min	gO ₂ /kgTS	10	0	0.8	1.6	1.6	2.0	2.4	
umgerechnet auf < 63 µm									
Mineralölkohlenwasserstoffe < 63 µm									
Mineralöl	mg/kg TS	10	0	94	126	117	152	174	200 / 600
Polyzyklische Aromaten < 63 µm									
PAK16 g.BG	mg/kg TS	10	0	1.06	1.74	1.83	2.14	2.31	1,8 / 5,5
Polychlorierte Biphenyle < 63 µm									
PCB 28	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.1	1.2	1.2	
PCB 52	µg/kg TS	10	0	0.8	1.0	1.0	1.1	1.1	
PCB 101	µg/kg TS	10	0	1.9	2.2	2.0	2.7	3.1	
PCB 118	µg/kg TS	10	0	0.9	1.1	1.0	1.3	1.3	
PCB 138	µg/kg TS	10	0	2.7	3.4	3.1	4.5	5.1	
PCB 153	µg/kg TS	10	0	3.6	4.6	4.3	6.0	6.6	
PCB 180	µg/kg TS	10	0	2.5	3.2	3.0	4.3	4.8	
PCB7 g.BG	µg/kg TS	10	0	13.6	16.5	15.6	20.8	22.8	13 / 40
Hexachlorcyclohexane < 63 µm									
a-HCH	µg/kg TS	10	0	0.4	0.7	0.8	0.8	0.8	0,5 / 1,5
g-HCH	µg/kg TS	10	0	0.1	0.2	0.2	0.2	0.3	0,5 / 1,5
DDT und Metabolite < 63 µm									
o,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	0.3	0.5	0.5	0.5	0.6	
p,p'-DDE	µg/kg TS	10	0	3.3	4.3	4.4	5.3	5.3	1 / 3
o,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	3.3	5.0	5.1	6.0	6.0	
p,p'-DDD	µg/kg TS	10	0	8.9	13.3	13.6	16.0	16.5	2 / 6
o,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.2	0.8	0.8	1.2	1.2	
p,p'-DDT	µg/kg TS	10	0	0.8	7.7	4.5	20.2	21.5	1 / 3
Sum 6DDX	µg/kg TS	10	0	16.8	31.6	30.3	45.7	46.2	
Chlorbenzole < 63 µm									
PeCB	µg/kg TS	10	0	1.0	1.4	1.4	1.5	1.7	1 / 3
HCB	µg/kg TS	10	0	4.8	8.9	8.7	11.5	16.9	1,8 / 5,5

BG = Bestimmungsgrenze, Summenwerte (DDX, PAK und PCB) bei Werten < BG als ganze BG gerechnet (Worst-Case-Annahme), k.MW = wenn > 50 % der Proben < BG wurde kein arithmetischer Mittelwert berechnet.

Schadstoffparameter der GÜBAK (2009) sind farblich eingeordnet, < Richtwert 1 blau eingefärbt, > Richtwert 1 grün eingefärbt, > Richtwert 2 gelb eingefärbt

Tabelle A 18 **Arithmetische Mittelwerte der einzelnen Parameter des Referenzzeitraums 2005 bis 2015 in den Gebieten Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe BI 5 (für Prüfung Freigaben nach Maßgabe 2.11 des Einvernehmens)**

		KÖHLBRAND									KÖHLBRAND	
Parameter	Einheit	2005	2006_1	2006_2	2007_1	2007_2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	32	35	36	37	38	38	35	31	36	35	2,5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	94	98	88	85	88	95	82	87	91	90	5,1
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2,8	2,6	3,5	2,4	2,8	3,0	3,0	2,3	2,7	2,8	0,4
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	106	74	76	79	83	82	57	81	90	81	13
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	70	69	88	72	72	78	70	63	72	72	7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	44	46	44	44	42	36	43	45	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	2,0	1,5	1,7	1,4	1,5	1,9	1,8	1,8	2,0	1,8	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	604	526	696	525	614	729	601	581	644	613	69
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	157	162	65	43	79	89	75	44	42	84	46
KWST < 63 µm	mg/kg TS	210	329	228	139	149	179	125	146	103	179	69
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,0	2,1	3,2	1,9	4,5	2,7	1,9	2,0	2,0	2,5	0,9
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	29,8	17,0	26,3	19,1	24,8	23,2	16,2	16,3	15,7	20,9	5,2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,4	0,9	1,6	1,0	1,0	0,8	0,5	0,7	0,7	1,0	0,4
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,4	0,1	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,3	3,4	9,1	4,9	5,2	4,9	4,2	3,8	3,3	4,8	1,7
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	19,7	9,9	21,7	12,8	17,5	14,2	12,3	11,8	10,0	14,4	4,3
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	4,1	4,9	12,1	3,2	4,1	5,6	4,7	2,8	5,1	5,2	2,7
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,2	2,2	2,9	1,4	1,7	1,2	1,1	1,5	1,8	1,7	0,6
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9,0	9,8	19,0	7,6	9,7	7,9	6,6	7,6	6,2	9,3	3,9

		NORDERELBE BLATT 7									NORDERELBE BLATT 7	
Parameter	Einheit	2005	2006-1	2006-2	2007-1	2007-2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	29	37	37	39	40	32	35	31	33	35	4
Blei < 20 µm	mg/kg TS	88	82	92	89	88	91	85	83	86	87	3
Cd < 20 µm	mg/kg TS	2,4	2,6	3,3	2,7	2,5	2,9	2,7	1,9	1,6	2,5	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	86	77	78	83	90	67	57	81	70	77	10
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	62	73	91	77	71	86	75	56	57	72	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	40	46	46	46	46	39	36	42	42	43	4
Hg < 20 µm	mg/kg TS	2,0	1,6	1,7	1,6	1,4	1,7	1,7	1,3	1,4	1,6	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	466	565	682	599	595	638	581	537	494	573	67
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	156	117	95	52	83	62	99	46	30	82	39
KWST < 63 µm	mg/kg TS	161	584	155	100	90	118	75	87	87	162	161
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	1,6	2,0	2,4	2,0	1,8	1,5	2,9	1,9	2,1	2,0	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	28	25	18	17	18	15	24	13	15	19,2	5,1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,8	0,9	1,0	0,7	0,8	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,5	0,2	0,3	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	5,0	3,5	5,4	4,8	5,3	4,1	4,4	2,9	2,8	4,2	1,0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	19,2	9,9	14,5	11,1	13,8	9,7	9,7	10,4	8,4	11,9	3,4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2,6	1,8	3,3	2,0	4,7	3,0	2,2	2,5	2,0	2,7	0,9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,0	0,7	1,3	1,1	1,4	0,9	0,6	1,3	1,4	1,1	0,3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	8,5	5,1	6,6	6,5	7,5	5,0	7,4	5,8	5,5	6,4	1,2

		SÜDERELBE BLATT 5									SÜDERELBE BLATT 5	
Parameter	Einheit	2005	2006-1	2006-2	2007-1	2007-2	2008	2009	2014	2015	Mittelwert 2005 - 2015	05-15
		X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	33	38	36	39	40	35	36	35	35	36	2
Blei < 20 µm	mg/kg TS	102	109	92	93	89	97	90	94	91	95	7
Cd < 20 µm	mg/kg TS	4,1	3,6	3,9	3,5	3,9	4,2	4,0	3,0	2,7	3,6	0,5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	74	76	79	84	71	62	84	72	75	7
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	110	79	86	85	83	93	82	69	69	84	12
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	47	45	45	45	45	42	37	45	42	43	3
Hg < 20 µm	mg/kg TS	1,7	1,9	1,8	2,0	1,8	2,3	1,9	1,7	1,7	1,9	0,2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	743	626	721	645	733	824	708	688	620	701	65
TBT (Gesamtfr.)	µg/kg TS	107	133	115	35	70	65	69	33	34	73	37
KWST < 63 µm	mg/kg TS	521	397	323	258	187	226	191	121	116	260	133
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,4	2,3	3,1	2,5	2,2	2,9	2,6	2,3	1,9	2,5	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	23	21	19	22	19	24	24	14	15	20,3	3,6
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,6	1,3	2,0	2,1	1,3	1,2	1,0	0,9	0,7	1,3	0,5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,7	0,2	0,4	0,6	0,6	0,4	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6,8	5,2	9,0	7,0	7,0	7,5	6,6	4,5	4,1	6,4	1,5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	22,6	12,6	22,1	19,8	22,8	22,9	18,0	13,8	12,1	18,5	4,6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	13,7	7,6	9,7	5,9	12,7	16,8	7,9	5,6	4,4	9,4	4,2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2,5	2,1	3,2	2,0	2,3	1,9	2,0	1,9	1,8	2,2	0,4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	17,0	13,6	15,4	16,4	12,8	11,1	9,8	9,3	6,9	12,5	3,5

Tabelle A 19

Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeprobungen aus dem Jahr 2017 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

		Köhlbrand		Köhlbrand		NE Bl.6 /SH		Vorhafen		Parkhafen		Köhlflleet	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2017	2017	2017	2017	2017	2017	2017	2017	2017	2017
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5	32	1.6	28	0.5	32	0.8	32	0.9	30	0.8
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1	78	3.6	79	1.9	91	2.5	89	3.0	79	2.5
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4	2.5	0.3	1.3	0.1	2.8	0.3	2.2	0.3	1.8	0.2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13.0	97	3.8	61	4.4	82	4.3	80	2.5	73	4.3
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7.0	63	4.3	51	1.9	70	3.3	66	3.9	57	7.1
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0	45	1.4	37	1.5	44	1.2	42	1.6	39	0.9
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.2	1.3	0.1	0.9	0.0	1.3	0.1	1.3	0.1	1.1	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	68.9	579	49.8	394	13.2	576	31.8	512	35.0	458	24.5
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	46.0	49	20.1	40	10.1	42	10.1	50	7.2	51	9.1
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69.0	144	24.4	119	12.4	106	10.4	152	36.3	108	11.6
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9	1.8	0.5	1.5	0.1	2.1	0.2	1.5	0.1	1.6	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2	18.0	3.3	16.1	0.6	21.4	1.4	18.0	1.4	20.3	3.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.8	0.2	0.5	0.2	0.7	0.1	0.7	0.1	0.5	0.1
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4	0.2	0.0	0.3	0.5	0.2	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7	3.7	0.7	3.5	0.3	4.8	0.3	4.2	0.3	3.6	0.3
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3	10.0	1.5	11.1	0.8	14.8	1.3	12.5	1.1	14.8	2.5
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7	4.6	1.9	6.0	7.0	7.4	4.7	4.6	2.8	2.4	0.9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6	1.2	0.2	1.0	0.04	1.4	0.2	1.2	0.2	1.3	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9	6.5	1.6	5.4	0.9	7.1	0.9	5.8	0.6	5.4	0.4

		Süderelbe Bl.5	
		2005 - 2015	2005 - 2015
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2.1
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	6.6
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	6.8
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12.4
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65.1
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	37.5
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133.4
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	4
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5

		Süderelbe Bl.5		Sandauhafen	
		2017	2017	2017	2017
		x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	34	1.8	32	1.3
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	4.6	92	1.9
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.5	2.6	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	86	3.5	79	4.5
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	76	6.5	71	3.8
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	41	2.1	43	1.5
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.2	0.1	1.4	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	687	68.1	574	51.3
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	32	6.3	41	7.1
KWST < 63 µm	mg/kg TS	128	27.1	245	65.1
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.2	0.4	1.8	0.2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.2	3	15.0	2.4
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.3	0.8	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.3	0.1	0.3	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	5.1	2.2	5.3	1.0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	16.2	3.8	14.9	1.8
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	8.2	5.7	8.4	6.3
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.6	0.3	1.6	0.4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	8.9	3.8	7.8	2.3

		Norderelbe Bl. 7	
		2005 - 2015	2005-15
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4.0
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3.4
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.5	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10.4
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12.0
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.9
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.6	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67.2
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	82	39.5
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161.1
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.0	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19.2	5.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.7	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.2	1.0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11.9	3.4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.2

		Norderelbe Bl. 7	
		2017	2017
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	29	1.5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3.7
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.0	0.3
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	65	10.7
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	62	5.0
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	37	3.3
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.2	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	478	47.5
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	46	31.5
KWST < 63 µm	mg/kg TS	95	7.5
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.1	0.5
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.0	2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.9	0.5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.3	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	3.7	0.4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	12.1	1.3
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.8	1.9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.0	1.2

Kruskal-Wallis / Nemenyi-Test Vergleich der Mittelwerte 2005 - 2015 (gewichtet) mit Daten von 2017

	für die Parameter:	Sign.niveau	
NE7	PAK Sum16 < 63 µm	0,25	nicht signifikant
NE7	PCB7 < 63 µm	0,87	nicht signifikant
NE7	aHCH < 63 µm	0,81	nicht signifikant
NE7	ppDDD < 63 µm	0,41	nicht signifikant
NE7	ppDDT < 63 µm	0,19	nicht signifikant
VH	Blei < 20 µm	0,51	nicht signifikant
VH	PCB7 < 63 µm	0,87	nicht signifikant
VH	ppDDD < 63 µm	0,41	nicht signifikant
VH	ppDDT < 63 µm	0,29	nicht signifikant
Koe	ppDDD < 63 µm	0,41	nicht signifikant
NE6	ppDDT < 63 µm	0,63	nicht signifikant

*Test durchgeführt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 20 Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeobachtungen aus dem Jahr 2018 der Teilgebiete mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzgebietes aus 2005 bis 2015

		Köhlbrand		Köhlbrand		Vorhafen		Parkhafen		Köhlfleet	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2018	2018	2018	2018	2018	2018	2018	2018
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5	28	1.1	28	1.6	29	1.1	30	2.3
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1	81	2.7	75	5.0	80	3.0	81	6.4
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4	2.8	0.2	1.8	0.5	2.3	0.3	1.1	0.1
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13.0	75	3.5	68	3.4	81	4.9	76	7.0
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7.0	63	3.6	54	9.7	62	4.2	45	6.1
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0	40	1.9	37	2.0	42	1.7	41	2.2
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.2	0.8	0.1	0.7	0.1	0.8	0.1	0.7	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	68.9	587	24.6	455	77.2	531	36.2	392	36.3
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	46.0	31	17.3	44	17.9	30	19.0	31	5.4
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69.0	134	17.0	105	13.5	149	26.0	108	20.8
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9	1.7	0.1	1.6	0.2	2.0	0.3	1.3	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2	13.8	2.9	16.7	2.6	14.3	1.4	13.2	3.0
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.6	0.2	0.4	0.1	0.7	0.3	0.4	0.1
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4	0.2	0.0	0.1	0.0	0.2	0.1	0.1	0.0
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7	3.4	0.3	3.6	0.5	3.9	0.4	2.9	0.3
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3	9.7	0.9	10.7	1.2	11.7	1.2	7.9	1.2
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7	4.7	1.3	6.0	3.9	4.9	1.8	1.7	1.1
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6	1.0	0.1	1.2	0.1	1.3	0.1	1.0	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9	6.6	0.8	5.3	0.7	6.4	0.8	4.4	0.3

		Süderelbe Bl.5	
		2005 - 2015	2005 - 2015
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2.1
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	6.6
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	6.8
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12.4
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65.1
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	37.5
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133.4
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	4
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.2
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5

		Süderelbe Bl.5		Sandauhafen		Rethe	
		2018	2018	2018	2018	2018	2018
		x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	25	2.3	29	2.3	28	2.5
Blei < 20 µm	mg/kg TS	77	5.2	80	5.2	81	5.3
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.3	0.6	2.4	0.6	1.9	0.7
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	71	4.9	76	4.9	76	4.6
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	52	8.1	60	8.1	53	8.7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	39	2.6	41	2.6	40	2.9
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	0.8	0.1	0.8	0.1	0.7	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	528	86.6	538	86.6	495	79.3
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	30	6.3	39	6.3	36	9.5
KWST < 63 µm	mg/kg TS	95	27.0	126	27.0	123	20.9
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	1.9	0.4	1.7	0.4	1.6	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	17.0	3	16.5	3.0	16.4	1.8
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.8	0.3	0.7	0.3	0.5	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	3.9	0.9	4.3	0.9	3.8	0.5
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	13.9	3.3	13.3	3.3	12.2	1.8
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	6.7	4.6	7.7	4.6	4.6	2.0
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.2	0.2	1.4	0.2	1.1	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	7.5	2.7	8.9	2.7	6.1	0.7

		Norderelbe Bl. 7	
		2005 - 2015	2005-15
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4.0
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3.4
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.5	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10.4
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12.0
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.9
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.6	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67.2
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	82	39.5
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161.1
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.0	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19.2	5.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.7	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.2	1.0
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11.9	3.4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.9
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.2

		Norderelbe Bl. 7	
		2018	2018
		x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	28	1.3
Blei < 20 µm	mg/kg TS	70	3.8
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	1.2	0.2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	68	4.4
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	53	4.2
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	35	2.0
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	0.6	0.1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	386	32.4
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	24	3.0
KWST < 63 µm	mg/kg TS	80	14.1
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	1.4	0.1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	15.8	2
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.1
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.1	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.2
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	8.5	1.2
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	3.0	5.2
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	0.9	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	3.8	0.4

Kruskal-Wallis / Nemenyi-Test Vergleich der Mittelwerte 2005 - 2015 (gewichtet) mit Daten von 2018

	für die Parameter:	Sign. niveau	signifikant niedriger
NE Bl. 7	pp-DDT < 63µm	0.02	signifikant niedriger
VH	pp-DDT < 63µm	0.57	nicht signifikant

*Test durchgeführt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 21 Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebehebungen und der zusätzlichen Monitoringproben („Verlaufsproben“) der Teilgebiete Köhlbrand und Süderelbe aus dem Jahr 2017 mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzzeitraums 2005 bis 2015

Köhlbrand_2017		Referenz		Freigabe (n=10)		Verlauf (n=3)		Gesamtmittel (n=13)	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2017	2017	2017	2017	2017	2017
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2.5	32	1.6	30	0.0	32	1.7
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5.1	78	3.6	83	1.5	79	3.9
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.8	0.4	2.5	0.3	1.7	0.1	2.3	0.4
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	13	97	4	91	3	95	4
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7	63	4	47	1	59	8
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0	45	1.4	45	1.2	45	1.3
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.8	0.2	1.3	0.1	0.9	0.0	1.2	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	69	579	50	466	9	553	66
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	46	49	20	23	2	43	21
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69	144	24	108	17	135	27
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.9	1.8	0.5	1.8	0.2	1.8	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.9	5.2	18.0	3.3	19.3	4.8	18.3	3.5
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.0	0.4	0.8	0.2	0.5	0.1	0.7	0.2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.8	1.7	3.7	0.7	3.2	0.1	3.6	0.6
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14.4	4.3	10.0	1.5	10.1	0.4	10.0	1.4
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5.2	2.7	4.6	1.9	1.8	0.6	3.9	2.1
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.7	0.6	1.2	0.2	1.1	0.1	1.1	0.2
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9.3	3.9	6.5	1.6	4.5	0.2	6.0	1.6

Norderelbe Bl. 7_2017		Referenz		Freigabe (n=10)		Verlauf (n=3)		Gesamtmittel (n=13)	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2017	2017	2017	2017	2017	2017
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4.0	29	1.5	31	1.0	29	1.7
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3.4	87	3.7	83	1.5	86	3.6
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2.5	0.5	2.0	0.3	1.4	0.3	1.9	0.4
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10	65	11	91	3	71	15
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12	62	5	47	5	59	8
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.9	37	3.3	44	1.5	39	4.3
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.6	0.2	1.2	0.1	0.8	0.1	1.1	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67	478	48	438	41	469	48
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	82	39	46	32	23	10	40	29
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161	95	7	114	27	99	15
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.0	0.4	2.1	0.5	1.4	0.1	1.9	0.5
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19.2	5.1	20.0	2.4	14.7	1.5	18.7	3.1
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.7	0.2	0.9	0.5	0.4	0.1	0.7	0.5
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.4	0.3	0.1	0.1	0.0	0.2	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4.2	1.0	3.7	0.4	2.6	0.3	3.5	0.6
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11.9	3.4	12.1	1.3	8.1	1.1	11.2	2.2
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2.7	0.9	2.8	1.9	1.9	1.6	2.6	1.8
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1.1	0.3	1.1	0.1	1.0	0.1	1.1	0.1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.2	6.0	1.2	3.8	0.6	5.5	1.5

Süderelbe Bl.5_2017		Referenz		Freigabe (n=14)		Verlauf (n=3)		Gesamtmittel (n=17)	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2017	2017	2017	2017	2017	2017
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2.1	34	1.8	30	1.5	34	2.4
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	6.6	87	4.6	84	4.4	86	4.6
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3.6	0.5	2.8	0.5	2.1	0.4	2.7	0.5
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	7	86	4	88	3	86	3
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12	76	7	54	8	72	11
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3.0	41	2.1	43	2.5	42	2.1
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1.9	0.2	1.2	0.1	0.9	0.1	1.1	0.2
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65	687	68	505	54	655	96
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	37	32	6	29	6	32	6
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133	128	27	91	27	122	30
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2.5	0.4	2.2	0.4	1.6	0.1	2.1	0.4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20.3	3.6	20.2	3.2	19.8	2.5	20.1	3.0
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1.3	0.5	1.0	0.3	0.5	0.1	0.9	0.4
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0.4	0.2	0.3	0.1	0.1	0.0	0.3	0.1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6.4	1.5	5.1	2.2	3.5	0.7	4.8	2.1
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18.5	4.6	16.2	3.8	12.6	1.0	15.6	3.7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9.4	4.2	8.2	5.7	4.6	3.5	7.6	5.5
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2.2	0.4	1.6	0.3	1.1	0.1	1.5	0.3
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12.5	3.5	8.9	3.8	5.5	0.3	8.3	3.7

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 22

Vergleich der chemischen Parameter der Freigabebeprobungen und der zusätzlichen Monitoringproben („Verlaufsproben“) der Teilgebiete Köhlbrand und Süderelbe aus dem Jahr 2018 mit den arithmetischen Mittelwerten des jeweiligen Referenzzeitraums 2005 bis 2015

Köhlbrand_2017		Referenz		Freigabe (n=10)		Verlauf (n=3)		Gesamtmittel (n=13)	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2018	2018	2018	2018	2018	2018
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	2,5	28	1,1	30	0,6	28	1,2
Blei < 20 µm	mg/kg TS	90	5,1	81	2,7	76	4,0	80	3,6
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2,8	0,4	2,8	0,2	1,3	0,1	2,4	0,7
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	81	1,3	75	4	64	1	73	6
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	7	63	4	54	2	61	5
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3,0	40	1,9	36	1,5	39	2,4
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1,8	0,2	0,8	0,1	1,0	0,1	0,8	0,1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	613	69	587	25	416	10	547	78
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	84	46	31	17	69	88	40	42
KWST < 63 µm	mg/kg TS	179	69	134	17	69	9	119	32
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,5	0,9	1,7	0,1	1,4	0,1	1,6	0,2
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20,9	5,2	13,8	2,9	15,0	3,6	14,1	2,9
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,0	0,4	0,6	0,2	0,5	0,1	0,6	0,2
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,4	0,2	0,0	0,2	0,1	0,2	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,8	1,7	3,4	0,3	2,1	0,1	3,1	0,6
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	14,4	4,3	9,7	0,9	8,4	0,6	9,4	1,0
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	5,2	2,7	4,7	1,3	0,6	0,1	3,7	2,1
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,7	0,6	1,0	0,1	0,9	0,1	1,0	0,1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	9,3	3,9	6,6	0,8	3,4	0,4	5,8	1,6

Norderelbe Bl. 7_2018		Referenz		Freigabe (n=10)		Verlauf (n=3)		Gesamtmittel (n=13)	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2018	2018	2018	2018	2018	2018
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	35	4,0	28	1,3	28	1,0	28	1,3
Blei < 20 µm	mg/kg TS	87	3,4	70	3,8	70	2,3	70	3,4
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	2,5	0,5	1,2	0,2	1,1	0,1	1,2	0,2
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	77	10	68	4	61	2	66	5
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	72	12	53	4	45	1	51	5
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3,9	35	2,0	34	0,6	35	1,8
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1,6	0,2	0,6	0,1	0,5	0,0	0,6	0,1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	573	67	386	32	373	9	383	29
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	82	39	24	3	17	2	22	4
KWST < 63 µm	mg/kg TS	162	161	80	14	95	15	83	15
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,0	0,4	1,4	0,1	1,2	0,1	1,4	0,1
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	19,2	5,1	15,8	1,8	10,2	1,6	14,5	3,0
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,7	0,2	0,4	0,1	0,4	0,1	0,4	0,1
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,4	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	4,2	1,0	2,7	0,2	1,9	0,1	2,5	0,4
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	11,9	3,4	8,5	1,2	5,7	0,3	7,9	1,6
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	2,7	0,9	3,0	5,2	0,7	0,1	2,4	4,7
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	1,1	0,3	0,9	0,1	0,9	0,2	0,9	0,1
HCB < 63 µm	µg/kg TS	6,4	1,2	3,8	0,4	4,4	2,9	4,0	1,2

Süderelbe Bl.5_2018		Referenz		Freigabe (n=14)		Verlauf (n=4)		Gesamtmittel (n=18)	
		2005 - 2015	2005 - 2015	2018	2018	2018	2018	2018	2018
		x	SD	x	SD	x	SD	x	SD
Arsen < 20 µm	mg/kg TS	36	2,1	25	2,3	29	2,2	26	2,9
Blei < 20 µm	mg/kg TS	95	6,6	77	5,2	75	2,9	76	4,8
Cadmium < 20 µm	mg/kg TS	3,6	0,5	2,3	0,6	1,4	0,1	2,1	0,6
Chrom < 20 µm	mg/kg TS	75	7	71	5	66	3	70	5
Kupfer < 20 µm	mg/kg TS	84	12	52	8	49	3	52	7
Nickel < 20 µm	mg/kg TS	43	3,0	39	2,6	36	1,6	38	2,6
Quecksilber < 20 µm	mg/kg TS	1,9	0,2	0,8	0,1	0,6	0,2	0,7	0,1
Zink < 20 µm	mg/kg TS	701	65	528	87	425	26	505	88
TBT (Gesamtfraktion)	µg/kg TS	73	37	30	6	34	3	30	6
KWST < 63 µm	mg/kg TS	260	133	95	27	136	53	104	37
PAK16 < 63 µm	mg/kg TS	2,5	0,4	1,9	0,4	1,6	0,1	1,9	0,4
PCB7 < 63 µm	µg/kg TS	20,3	3,6	17,0	3,0	14,5	1,2	16,2	2,8
a-HCH < 63 µm	µg/kg TS	1,3	0,5	0,8	0,3	0,4	0,1	0,7	0,3
g-HCH < 63 µm	µg/kg TS	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1
p,p'-DDE < 63 µm	µg/kg TS	6,4	1,5	3,9	0,9	3,0	0,4	3,7	0,9
p,p'-DDD < 63 µm	µg/kg TS	18,5	4,6	13,9	3,3	8,7	0,5	12,7	3,7
p,p'-DDT < 63 µm	µg/kg TS	9,4	4,2	6,7	4,6	1,8	0,8	5,6	4,5
PeCB < 63 µm	µg/kg TS	2,2	0,4	1,2	0,2	1,1	0,1	1,2	0,2
HCB < 63 µm	µg/kg TS	12,5	3,5	7,5	2,7	6,1	3,1	7,2	2,8

KB = Köhlbrand, NE6 = Norderelbe Bl. 6/Strandhafen, VH = Vorhafen, Pa = Parkhafen, NE7 = Norderelbe Blatt 7, SE5 = Süderelbe Bl. 5

Tabelle A 23 Gegenüberstellung der Werte des 90. Perzents der Teilbereiche Köhlbrand, Norderelbe Blatt 7 und Süderelbe Blatt 5 aus dem Zeitraum 2005 bis 2015 inklusive Messunsicherheit zu den Werten der einzelnen Teilgebiete aus 2017 und 2018 (90. Perzentil und Maximalwert) – Prüfung der Perzentilbedingung gemäß Maßgabe 2.11 des Einvernehmens

Parameter	Einheit	Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	90. Perz Ref	Gebiet	90. Perz	2. höchster Wert	Max
			05-15	05-15 MU	05-15+1MU	05-15+2MU		2017	2017	2017
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7	55	62.5	130
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	77	78.5	92
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	54	54.4	58
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	NE6	46	49	61
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Koe	57	58.5	72
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	58	58.2	60
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	40	38.5	49
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3			
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	51	51	51
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32,3	5,4	37,7	43,1	NE7	27,2	27,5	30,0
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	KB	28,3	28,4	29,1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	VH	40,3	41,0	46,9
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	NE6	24,9	30,3	46,9
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Koe	29,2	29,9	36,0
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Pa	31,2	31,5	34,2
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	SE5	49,8	48,6	67,7
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Re3			
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Sa	45,6	46,8	57,3
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8,9	2	10,9	12,9	NE7	7,8	7,8	8,0
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	KB	8,2	8,2	8,5
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	VH	8,2	8,2	8,4
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	NE6	5,6	6,0	7,7
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Koe	5,8	5,8	6,2
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Pa	6,3	6,3	6,3
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	SE5	13,1	12,5	19,6
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Re3			
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Sa	11,2	11,3	12,4
			05-15	05-15 MU	05-15+1MU	05-15+2MU		2018	2018	2018
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	NE7	160	26	186	212	NE7	27	27,1	28
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	KB	47	49,4	71
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	VH	62	64,3	85
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	NE6			
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Koe	34	34	43
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	KB	149	24	173	197	Pa	42	45,7	79
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	SE5	37	36,7	38
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Re3	37	39,5	62
TBT-Gesamt	µg OZK/kg	SE5	110	18	128	146	Sa	47	53,3	110
6 DDX- 63 µm	µg/kg	NE7	32,3	5,4	37,7	43,1	NE7	20,1	21,7	36,2
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	KB	24,5	24,7	26,1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	VH	31,7	31,9	33,7
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	NE6			
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Koe	18,6	18,6	19,5
6 DDX- 63 µm	µg/kg	KB	39	6,6	45,6	52,2	Pa	30,4	31,1	37,6
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	SE5	43,2	43,2	44,7
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Re3	29,6	29,7	30,1
6 DDX- 63 µm	µg/kg	SE5	58,7	9,97	68,67	78,64	Sa	45,6	45,7	46,2
HCB- 63 µm	µg/kg	NE7	8,9	2	10,9	12,9	NE7	4,2	4,4	4,4
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	KB	7,5	7,6	8,0
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	VH	6,0	6,0	6,1
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	NE6			
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Koe	4,7	4,7	5,1
HCB- 63 µm	µg/kg	KB	12,1	2,8	14,9	17,7	Pa	7,4	7,4	7,6
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	SE5	9,9	9,8	15,2
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Re3	6,7	6,7	7,0
HCB- 63 µm	µg/kg	SE5	16,8	3,8	20,6	24,4	Sa	10,9	11,5	16,9

Legende

90. Perz = 90. Perzentil

Max = Maximalwert

Ref = Referenzzeitraum pro Teilgebiet

MU = Messunsicherheit, berechnet aus Doppelbestimmungen nach HLOG (2002)

TBT = Tributylzinn

6 DDX = Summe op-DDE, pp-DDE, op-DDD, pp-DDD, op-DDT, pp-DDT

HCB = Hexachlorbenzol

Kürzel Gebiete:

KB = Köhlbrand, NE7 = Norderblatt Blatt 7, SE5 = Süderelbe Blatt 5, NE6 = Norderelbe Blatt 6 / Strandha-
fen, Koe = Köhlfleet, Pa = Parkhafen, VH = Vorhafen, Sa = Sandauhafen, Re3 = Rethe Blatt 3

Tabelle A 24 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2017 im Überblick - Häufigkeit

Häufigkeiten	pT-Wert / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Köhlbrand n=6	Leichtb. Porenw.	5	1					
	Leichtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.	6						
	LimAlgen Eluat	6						
	Daphnien Porenw.	5	1					
	Daphnien Eluat	3	3					
	MaAlgen Porenw.	6						
	MaAlgen Eluat	6						
	Klasse limnisch	1	5					
	Klasse marin	5	1					
Süderelbe5 n=10	Leichtb. Porenw.	5	3	1	1			
	Leichtb. Eluat	10						
	LimAlgen Porenw.			5	5			
	LimAlgen Eluat	4	2	2	2			
	Daphnien Porenw.	7	3					
	Daphnien Eluat	6	4					
	MaAlgen Porenw.	1	8	1				
	MaAlgen Eluat	6	4					
	Klasse limnisch			3	7			
	Klasse marin		7	2	1			
Norderelbe7 n=6	Leichtb. Porenw.	2		2	1	1		
	Leichtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.	6						
	LimAlgen Eluat	4	2					
	Daphnien Porenw.	2	3	1				
	Daphnien Eluat		4	2				
	MaAlgen Porenw.		4	2				
	MaAlgen Eluat	4	2					
	Klasse limnisch		1	3	1	1		
	Klasse marin	2	2	1	1			
NE6 / Strandhafen n=5 (6)	Leichtb. Porenw.	1	1	1 (2)		2		
	Leichtb. Eluat	2		2 (3)		1		
	LimAlgen Porenw.			1	2	2	(1)	
	LimAlgen Eluat	1		4 (5)				
	Daphnien Porenw.	1	3 (4)	1				
	Daphnien Eluat	3 (4)	2					
	MaAlgen Porenw.		1	2	(1)	2		
	MaAlgen Eluat		4 (5)	1				
	Klasse limnisch			1	1	1	3	(1)
	Klasse marin		1	2	(1)	2		
Köhlfleet n=6	Leichtb. Porenw.		5	1				
	Leichtb. Eluat	5	1					
	LimAlgen Porenw.			4	1	1		
	LimAlgen Eluat	1	3	2				
	Daphnien Porenw.	6						
	Daphnien Eluat	4	2					
	MaAlgen Porenw.	6						
	MaAlgen Eluat	6						
	Klasse limnisch			4	1	1		
	Klasse marin		5	1				

Fortsetzung nächste Seite

Tabelle Fortsetzung

Häufigkeiten	pT-Wert / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Sandauhafen n=6	Leuchtb. Porenw.		5	1				
	Leuchtb. Eluat	4	2					
	LimAlgen Porenw.			2	4			
	LimAlgen Eluat		1	5				
	Daphnien Porenw.	5	1					
	Daphnien Eluat	5	1					
	MaAlgen Porenw.	4	1	1				
	MaAlgen Eluat	6						
	Klasse limnisch			2	4			
	Klasse marin		5	1				
Parkhafen n=6	Leuchtb. Porenw.	3	3					
	Leuchtb. Eluat	5	1					
	LimAlgen Porenw.		2	4				
	LimAlgen Eluat		2		4			
	Daphnien Porenw.	4	2					
	Daphnien Eluat	2	4					
	MaAlgen Porenw.	6						
	MaAlgen Eluat	6						
	Klasse limnisch		1	1	4			
	Klasse marin	3	3					
Vorhafen n=6	Leuchtb. Porenw.	1	1	1	2	1		
	Leuchtb. Eluat	6						
	LimAlgen Porenw.			6				
	LimAlgen Eluat	2	3	1				
	Daphnien Porenw.	1	3	2				
	Daphnien Eluat	3	3					
	MaAlgen Porenw.	1	1	1	2	1		
	MaAlgen Eluat	6						
	Klasse limnisch			3	2	1		
	Klasse marin			3	2	1		

Häufigkeiten	pT-Wert / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
alle Werte n=52	Leuchtb. Porenw.	17	19	7 (8)	4	4		
	Leuchtb. Eluat	44	4	2 (3)		1		
	LimAlgen Porenw.	12	2	22	12	3		
	LimAlgen Eluat	18	13	14 (15)	6			
	Daphnien Porenw.	31	16 (17)	4				
	Daphnien Eluat	26 (27)	23	2				
	MaAlgen Porenw.	24	15	7	2 (3)	3	0	0
	MaAlgen Eluat	40	10 (11)	1				
	Klasse limnisch	1	7	17	20	6	(1)	
	Klasse marin	10	24	10	4 (5)	3		

Leuchtb. = Leuchtbakterientest, LimAlgen = limnischer Algentest, Daphnien = Daphnientest,
MaAlgen = mariner Algentest // Porenw. = Porenwasser // Eluat = Eluat

Tabelle A 25 **Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2018 im Überblick - Häufigkeit**

Häufigkeiten	pT-Wert / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
Köhlbrand n=6	Leuchtb. Porenw.			2	4			
	Leuchtb. Eluat	6						
	MaAlgen Porenw.		1	5				
	MaAlgen Eluat	4	2					
	Klasse marin			2	4			
Süderelbe5 n=10	Leuchtb. Porenw.		2	2	2	4		
	Leuchtb. Eluat	5		3	1	1		
	MaAlgen Porenw.		3	7				
	MaAlgen Eluat	4	5	1				
	Klasse marin		1	3	2	4		
Norderelbe7 n=6	Leuchtb. Porenw.	3	1	1		1		
	Leuchtb. Eluat	5	1					
	MaAlgen Porenw.		4	2				
	MaAlgen Eluat	5	1					
	Klasse marin		4	1		1		
Rethe n=6	Leuchtb. Porenw.		4	2				
	Leuchtb. Eluat	5	1					
	MaAlgen Porenw.	1	2	2		1		
	MaAlgen Eluat	4		2				
	Klasse marin		2	3		1		
Köhlfleet n=6	Leuchtb. Porenw.	2	2	2				
	Leuchtb. Eluat	6						
	MaAlgen Porenw.	5	1					
	MaAlgen Eluat	6						
	Klasse marin	2	2	2				
Sandauhafen n=6	Leuchtb. Porenw.	1	2	3				
	Leuchtb. Eluat	3	2	1				
	MaAlgen Porenw.	2		3		1		
	MaAlgen Eluat	5			1			
	Klasse marin	1	1	3		1		
Parkhafen n=6	Leuchtb. Porenw.	4		2				
	Leuchtb. Eluat	6						
	MaAlgen Porenw.	2	1	3				
	MaAlgen Eluat	2	4					
	Klasse marin	2		4				
Vorhafen n=6	Leuchtb. Porenw.		1	4	1			
	Leuchtb. Eluat	1	2	3				
	MaAlgen Porenw.	5	1					
	MaAlgen Eluat	5		1				
	Klasse marin		1	4	1			

Häufigkeiten	pT-Wert / Klasse	0 / 0	1 / I	2 / II	3 / III	4 / IV	5 / V	6 / VI
alle Werte n=52	Leuchtb. Porenw.	10	12	18	7	5		
	Leuchtb. Eluat	37	6	7	1	1		
	MaAlgen Porenw.	15	13	22		2		
	MaAlgen Eluat	35	12	4	1			
	Klasse marin	5	11	22	7	7		

Leuchtb. = Leuchtbakterientest, LimAlgen = limnischer Algentest, Daphnien = Daphnientest,
MaAlgen = mariner Algentest // Porenw. = Porenwasser // Eluat = Eluat

Tabelle A 26 Ökotoxikologische Testergebnisse aus der Delegationsstrecke und den Hafenzufahrten der Freigabeuntersuchungen 2017 und 2018 im Überblick – Mittelwerte

Beprobungstermin	Köhlbrand (marin)		Köhlbrand (limnisch)	
	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n
KB_2005-1	1.8	6	2.2	6
KB_2006-1	1.2	6	1.7	6
KB_2006-2	1.5	6	3.2	6
KB_2007-1	3.5	6	3.0	6
KB_2007-2	4.0	6	3.3	6
KB_2008	1.6	11	2.6	11
KB_2009	2.4	8	3.0	8
KB_2014	1.9	10	2.6	10
KB_2015	1.0	10	2.0	10
KB Mittel 2005-15	2.1	69	2.6	69
2017 Köhlbrand	0.2	10	0.8	10
2017 Köhlfleet	1.2	6	2.5	6
2017 Parkhafen	0.5	6	2.5	6
2017 Vorhafen	2.7*	6	2.7*	6
2017 NE Bl.6/SH	2.6*	5	3.4*	5
2018 Köhlbrand	2.6*	6		
2018 Köhlfleet	1.0	6		
2018 Parkhafen	1.3	6		
2018 Vorhafen	2.0	6		

*nicht signifikant verschieden zum Mittel Köhlbrand nach Kruskal Wallis Test mit Post Hoc Test Nemenyi

Beprobungstermin	Norderelbe BI7 (marin)		Norderelbe BI7 (limnisch)	
	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n
NE7_2005-1	1.8	6	2.2	6
NE7_2006-1	0.7	6	3.3	6
NE7_2006-2	2.6	5	3.2	5
NE7_2007-1	2.7	9	3.2	9
NE7_2007-2	1.2	5	2.8	5
NE7_2008	1.8	6	2.7	6
NE7_2009	2.0	6	1.8	6
NE7_2014	2.2	10	2.7	10
NE7_2015	1.0	10	0.8	10
NE7 Mittel 2005-15	1.8	63	2.5	63
2017 NE Bl.7	2.2*	6	2.3	6
2018 NE Bl.7	1.7	6		

*nicht signifikant verschieden zum Mittel Norderelbe Bl.7 nach Kruskal Wallis Test mit Post Hoc Test Nemenyi

Beprobungstermin	Süderelbe (marin)		Süderelbe (limnisch)	
	Klassenmittel	Proben n	Klassenmittel	Proben n
SE5_2005-1	2.8	4	3.5	4
SE5_2006-1	2.0	4	2.0	4
SE5_2006-2	2.0	5	3.2	5
SE5_2007-1	3.4	5	3.0	5
SE5_2007-2	2.4	5	3.4	5
SE5_2008	1.9	8	3.4	8
SE5_2009	2.5	8	3.3	8
SE5_2014 Nord	2.0	8	3.6	8
SE5_2015	1.9	14	2.7	14
SE5 Mittel 2005-15	2.3	61	3.1	61
2017 SE Bl.5	1.4	10	2.7	10
2017 Sandauh.	1.2	6	2.7	6
2018 SE Bl.5	2.9*	10		
2018 Rethe	2.0	6		
2018 Sandauh.	1.8	6		

*nicht signifikant verschieden zum Mittel Süderelbe Bl.5 nach Kruskal Wallis Test mit Post Hoc Test Nemenyi

Tabelle A 27 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, Mai 2017)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	41	0	48	61	62	71	83
TOC (C)	Gew.% TS	41	0	0,2	1,0	1,0	1,2	1,3
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	41	0	3,6	29,4	27,8	36,5	40,3
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	41	0	3,2	25	23,2	30,2	32,5
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	41	0	3,2	25,6	23	30,4	39,7
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	41	0	6,2	11,7	15,1	26,7	37,2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	41	0	0,7	2,7	8,0	30,4	43,5
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	41	0	0,1	0,3	1,0	2,1	18,1
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	41	0	0,1	0,2	0,7	1,0	14,1
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	41	2	<0,1	0,6	1,1	1,7	14,3
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	41	0	6,8	54,8	51,1	64,8	72,8
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	40	0	445	1260	1183	1491	1910
Phosphor	mg/kg TS	41	0	660	2600	2594	3800	5200
Schwefel	mg/kg TS	41	0	130	400	408	510	580
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	41	0	3,5	8,4	8,5	11	12
Blei	mg/kg TS	41	0	7	22	21	26	28
Cadmium	mg/kg TS	41	0	0,1	0,3	0,4	0,6	0,6
Chrom	mg/kg TS	41	0	5,3	23	21,6	27	31
Kupfer	mg/kg TS	41	0	12	17	18,8	23	63
Nickel	mg/kg TS	41	0	4,5	12	12	14	15
Quecksilber	mg/kg TS	41	0	0,05	0,2	0,2	0,3	0,4
Zink	mg/kg TS	41	0	41	89	91	121	139
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	41	0	21	26	26	29	30
Blei <20 µm	mg/kg TS	41	0	54	74	74,5	83	88
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	41	0	0,4	0,9	1,0	1,7	2,0
Chrom <20 µm	mg/kg TS	41	0	48	67	65,7	74	79
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	41	0	28	40	41,7	57	63
Nickel <20 µm	mg/kg TS	41	0	28	35	35,4	39	58
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	41	0	0,29	0,61	0,7	1,1	1,2
Zink <20 µm	mg/kg TS	41	0	145	262	278	427	467
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	41	17	<20	22	23	29	42
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	41	41	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	41	4	<10	17	16	24	34
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	41	0	0,17	0,51	0,60	0,74	1,31
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	41	0	0,1	0,3	0,4	0,5	1,1
PCB 52	µg/kg TS	41	1	<0,1	0,2	0,3	0,4	1,3
PCB 101	µg/kg TS	41	0	0,2	0,6	0,7	1,0	1,7
PCB 118	µg/kg TS	41	1	<0,1	0,5	0,5	0,7	1,1
PCB 138	µg/kg TS	41	0	0,2	1,0	1,1	1,8	2,2
PCB 153	µg/kg TS	41	0	0,3	1,3	1,5	2,2	3,6
PCB 180	µg/kg TS	41	0	0,2	0,8	0,9	1,7	2,7
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	41	0	1,1	4,7	5,3	8,4	11,3

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	41	3	<0,05	0,14	0,18	0,31	0,52
gamma-HCH	µg/kg TS	41	19	<0,05	0,06	0,07	0,09	0,17
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	41	0	0,19	0,5	0,7	1,3	1,6
p,p'-DDD	µg/kg TS	41	0	0,41	1,6	1,9	4,1	5,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	41	12	<0,1	0,2	0,7	0,7	8,7
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	41	1	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	41	0	0,3	0,8	1	1,9	3,2
Organozinn-								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	0	2	4	5	8	10
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	1	<1	3	3	6	8
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	0	2	10	15	27	67
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	31	<1	<1	1	1	2
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	35	<1	<1	1	2	14
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	41	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE(NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	3,9	4,5	5,1	6,3	6,8
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	40	16	<20	38	39	61	116
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	40	0	0,5	0,9	1,2	1,7	3,4
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	40	0	0,4	0,7	0,7	0,9	1,9
PCB 52	µg/kg TS	40	0	0,2	0,4	0,6	0,9	3,9
PCB 101	µg/kg TS	40	0	0,4	1,2	1,5	2,4	8,6
PCB 118	µg/kg TS	40	0	0,5	1,0	1,0	1,5	2,0
PCB 138	µg/kg TS	40	0	0,7	1,7	2,4	3,9	10,2
PCB 153	µg/kg TS	40	0	0,9	2,3	3,3	5,3	18,3
PCB 180	µg/kg TS	40	0	0,4	1,2	2,2	3,9	13,7
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	40	0	3,5	8,2	11,8	19	57,4
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	40	3	<0,05	0,3	0,4	0,8	1,2
gamma-HCH	µg/kg TS	40	18	<0,05	0,1	0,1	0,2	0,4
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	40	30	<0,1	<0,1	0,1	0,3	0,4
p,p'-DDE	µg/kg TS	40	0	0,3	1,0	1,4	2,6	3,7
o,p-DDD	µg/kg TS	40	0	0,2	1,2	1,7	3,6	4,9
p,p'-DDD	µg/kg TS	40	0	0,6	3,3	4,2	8,2	14,1
o,p-DDT	µg/kg TS	40	29	<0,1	<0,1	0,2	0,4	0,5
p,p'-DDT	µg/kg TS	40	11	<0,1	0,5	1,5	3,1	21,2
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	40	0	0,1	0,4	0,5	0,9	1,1
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	40	0	0,4	1,7	2,1	3,9	6,2

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 28 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 3-km, 6-km, 9-/12-km-Strahl, Referenz, Mai 2017)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	30	0	53	62	61	69	72
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,4	0,9	0,9	1,0	1,5
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	30	0	14,6	33,6	35	46,9	64,2
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	30	0	10,7	23,4	24,6	34,2	52,6
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	30	0	9,4	22,9	23,3	35,1	49,6
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	30	0	1,6	10,1	10,5	15,8	26,9
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	30	0	0,4	2,5	4,8	10,4	27,8
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	30	0	0,2	0,4	0,5	1	3
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	30	0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,8
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	30	0	0,1	0,6	0,9	1,7	3,1
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	30	0	30,2	55,9	59,6	78,2	86,2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	662	1180	1227	1623	1770
Phosphor	mg/kg TS	30	0	1200	3900	3700	5400	6500
Schwefel	mg/kg TS	30	0	250	385	384	450	530
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5	10	9	12	14
Blei	mg/kg TS	30	0	12	23	23	28	45
Cadmium	mg/kg TS	30	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
Chrom	mg/kg TS	30	0	14	24	23	28	30
Kupfer	mg/kg TS	30	0	8	14	14	19	29
Nickel	mg/kg TS	30	0	7	13	13	16	17
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
Zink	mg/kg TS	30	0	42	75	75	97	148
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	19	24	25	31	35
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	42	66	67	83	96
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,5	0,5	0,7	1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	36	50	51	61	64
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	22	31	32	40	43
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	24	30	30	33	35
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,5	0,7	1
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	112	170	176	240	278
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	19	<20	<20	22	24	54
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	29	<10	<10	10	<10	12
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	7	<10	14	15	19	45
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,20	0,42	0,48	0,82	1,69
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,6	1,4
PCB 52	µg/kg TS	30	11	<0,1	0,1	0,2	0,3	1,1
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,5	1,0	2,4
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,1	0,5	0,5	0,7	1,8
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,7	0,7	1,2	2,7
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,3	0,9	1,0	1,8	4,4
PCB 180	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,4	0,5	1,0	2,5
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	1,2	3,2	3,8	6,6	16,3

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg	30	12	<0,05	0,05	0,07	0,09	0,26
gamma-HCH	µg/kg	30	27	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	0,11
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg	30	1	<0,1	0,27	0,32	0,45	1,4
p,p'-DDD	µg/kg	30	0	0,12	0,45	0,68	1,02	3,5
p,p'-DDT	µg/kg	30	27	<0,1	<0,1	0,11	<0,10	0,21
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg	30	13	<0,1	0,11	0,14	0,19	0,44
Hexachlorbenzol	µg/kg	30	0	0,12	0,33	0,34	0,48	0,86
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg	30	11	<1	1,6	1,7	2,5	3,5
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg	30	15	<1	1,3	1,3	1,6	2,2
Tributylzinn (OZK)	µg /kg	30	13	<1	1,4	2,1	4,4	6,8
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	1,0	1,4	2,9	5,2	6,2
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe								
Mineralöl	mg/kg	30	19	<20	<20	28	41	66
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg	30	0	0,3	0,7	0,8	1,2	2,1
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg	30	1	<0,1	0,5	0,6	1,3	1,7
PCB 52	µg/kg	30	11	<0,1	0,2	0,3	0,5	1,3
PCB 101	µg/kg	30	0	0,2	0,7	0,8	1,8	2,9
PCB 118	µg/kg	30	0	0,2	0,8	0,8	1,5	2,2
PCB 138	µg/kg	30	0	0,3	1,1	1,2	2,4	3,3
PCB 153	µg/kg	30	0	0,4	1,4	1,7	3,5	5,3
PCB 180	µg/kg	30	1	<0,1	0,7	0,9	1,9	3,0
PCB Summe7 g. BG	µg/kg	30	0	1,7	5,4	6,3	13	20
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg	30	12	<0,05	0,1	0,1	0,2	0,3
gamma-HCH	µg/kg	30	27	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	0,1
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg	30	28	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,3
p,p'-DDE	µg/kg	30	1	<0,1	0,4	0,5	0,8	1,7
o,p-DDD	µg/kg	30	7	<0,1	0,3	0,4	0,7	1,5
p,p'-DDD	µg/kg	30	0	0,31	0,9	1,1	1,8	4,2
o,p-DDT	µg/kg	30	29	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,1
p,p'-DDT	µg/kg	30	27	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,3
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg	30	13	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
Hexachlorbenzol	µg/kg	30	0	0,2	0,6	0,6	0,9	1,0

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 29 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, September 2017)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	41	0	32	59	59	64	84
TOC (C)	Gew.% TS	41	0	0,2	1,2	1,2	1,7	2,1
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	41	0	3,2	27,5	24,7	33,7	41,4
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	41	0	3	28,1	27,6	35,9	50
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	41	0	4,7	26,1	26,2	34,6	43,2
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	41	0	3,7	8,5	11,9	25,5	32,1
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	41	0	0,6	1,9	5,7	20,6	30,9
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	41	0	0,1	0,3	1,3	2,5	12,7
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	41	0	0,1	0,3	1,0	1,4	13,7
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	41	0	0,1	0,5	1,7	2,6	23,4
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	41	0	7,3	57,1	52,3	68,8	76,2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	41	0	351	1240	1284	1770	2030
Phosphor	mg/kg TS	41	0	1100	2700	2615	3500	3800
Schwefel	mg/kg TS	41	0	240	490	502	670	920
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	41	0	4	9	9	11	13
Blei	mg/kg TS	41	0	9	26	25	29	34
Cadmium	mg/kg TS	41	0	0,2	0,4	0,5	0,7	0,9
Chrom	mg/kg TS	41	0	8	25	23	29	33
Kupfer	mg/kg TS	41	0	4	12	12	16	20
Nickel	mg/kg TS	41	0	5	13	12	15	18
Quecksilber	mg/kg TS	41	0	0,1	0,2	0,2	0,4	0,4
Zink	mg/kg TS	41	0	45	99	106	146	187
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	41	0	21	24	25	28	32
Blei <20 µm	mg/kg TS	41	0	64	78	79	87	90
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	41	0	0,6	1,3	1,3	1,9	2
Chrom <20 µm	mg/kg TS	41	0	55	67	68	77	85
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	41	0	24	37	38	51	58
Nickel <20 µm	mg/kg TS	41	0	33	36	37	42	44
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	41	0	0,5	0,8	0,8	1	1,1
Zink <20 µm	mg/kg TS	41	0	187	328	329	448	490
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	41	11	<20	26	30	45	74
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	41	35	<10	<10	11	12	35
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	41	5	<10	22	24	37	61
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	41	0	0,3	0,6	0,7	1	1,1
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	41	1	<0,1	0,4	0,3	0,5	0,5
PCB 52	µg/kg TS	41	1	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
PCB 101	µg/kg TS	41	0	0,2	0,7	0,7	1,2	1,3
PCB 118	µg/kg TS	41	0	0,1	0,5	0,5	0,6	0,8
PCB 138	µg/kg TS	41	0	0,3	1,1	1,2	1,9	2,3
PCB 153	µg/kg TS	41	0	0,5	1,5	1,6	2,4	3,3
PCB 180	µg/kg TS	41	0	0,3	0,9	1	1,7	2,6
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	41	0	1,6	5,2	5,6	8,2	11,1

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	41	0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,4
gamma-HCH	µg/kg TS	41	21	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	41	0	0,3	0,7	0,8	1,3	1,8
p,p'-DDD	µg/kg TS	41	0	0,6	2,1	2,5	4,2	9,8
p,p'-DDT	µg/kg TS	41	6	<0,1	0,4	0,9	1,6	6,1
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	41	0	0,1	0,3	0,3	0,5	0,7
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	41	0	0,4	1,0	1,4	2,5	8,1
Organozin-								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	0	2	6	7	12	18
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	0	2	5	5	8	12
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	0	2	9	13	21	79
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	16	<1	1	1	2	3
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	41	38	<1	<1	1	<1	1,6
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	41	41	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS)	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe								
Mineralöl	mg/kg TS	40	10	<20	45	51	81	97
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	40	0	0,7	1,2	1,4	2,3	3,6
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	40	0	0,4	0,7	0,7	0,9	1,1
PCB 52	µg/kg TS	40	0	0,2	0,5	0,6	1,0	2
PCB 101	µg/kg TS	40	0	0,7	1,2	1,6	2,7	4,5
PCB 118	µg/kg TS	40	0	0,6	0,9	1	1,3	2
PCB 138	µg/kg TS	40	0	1,1	2,2	2,6	4,2	8,1
PCB 153	µg/kg TS	40	0	1,4	2,8	3,4	5,5	9,3
PCB 180	µg/kg TS	40	0	0,6	1,7	2,1	3,7	6,9
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	40	0	5,2	9,9	11,9	18,6	32,6
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	40	0	0,1	0,3	0,4	0,7	0,9
gamma-HCH	µg/kg TS	40	20	<0,05	0,1	0,1	0,2	0,2
DDT+Metabolite								
o,p DDE	µg/kg TS	40	26	<0,1	<0,1	0,2	0,3	0,4
p,p'-DDE	µg/kg TS	40	0	0,4	1,6	1,7	2,9	3,8
o,p-DDD	µg/kg TS	40	0	0,3	1,7	2	4,1	6
p,p'-DDD	µg/kg TS	40	0	0,8	4,9	5,2	9,8	12,9
o,p-DDT	µg/kg TS	40	21	<0,1	<0,1	0,4	0,6	4,4
p,p'-DDT	µg/kg TS	40	6	<0,1	1,0	1,7	4,3	12,2
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	40	0	0,2	0,6	0,7	1,1	1,7
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	40	0	0,6	2,7	3,0	5,3	16,5

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 30 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 6-km, Referenz, September 2017)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	18	0	57	59	60	63	64
TOC (C)	Gew.% TS	18	0	0,6	1,1	1,0	1,2	1,3
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	18	0	16,4	28,1	28,7	34,2	35,7
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	18	0	15	30,9	29,6	37,7	45,1
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	18	0	14,1	22,5	26,1	41,4	48,4
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	18	0	1,8	9,3	9,1	14,4	15,1
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	18	0	1,0	2,6	3,9	6,1	22
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	18	0	0,2	0,5	0,5	0,8	1,7
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	18	0	0,1	0,6	0,5	0,9	1,3
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	18	0	0,1	1,4	1,6	3,1	4,5
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	18	0	32,5	60,8	58,3	70,6	75,6
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	18	0	772	1100	1130	1378	1460
Phosphor	mg/kg TS	18	0	1500	3500	3344	4220	4600
Schwefel	mg/kg TS	18	0	310	405	413	483	520
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	18	0	6	10	9	10	12
Blei	mg/kg TS	18	0	15	25	24	28	29
Cadmium	mg/kg TS	18	0	0,1	0,2	0,2	0,4	0,4
Chrom	mg/kg TS	18	0	16	26	25	28	30
Kupfer	mg/kg TS	18	0	1	8	7	10	12
Nickel	mg/kg TS	18	0	9	13	12	14	15
Quecksilber	mg/kg TS	18	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	18	0	46	79	78	101	105
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	18	0	21	24	25	27	31
Blei <20 µm	mg/kg TS	18	0	59	70	71	78	90
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	18	0	0,4	0,6	0,6	0,9	1,1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	18	0	56	74	71	79	79
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	18	0	19	25	25	30	32
Nickel <20 µm	mg/kg TS	18	0	33	36	36	37	38
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	18	0	0,3	0,4	0,4	0,6	0,8
Zink <20 µm	mg/kg TS	18	0	143	198	201	264	289
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	18	7	<20	24	27	31	78
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	18	17	<10	<10	11	<10	22
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	18	0	10	20	20	26	56
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	18	0	0,2	0,4	0,6	0,7	2,6
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	18	0	0,2	0,3	0,4	0,5	1,1
PCB 52	µg/kg TS	18	5	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
PCB 101	µg/kg TS	18	0	0,2	0,5	0,5	0,8	1,3
PCB 118	µg/kg TS	18	0	0,2	0,5	0,4	0,5	1
PCB 138	µg/kg TS	18	0	0,3	0,6	0,8	1,1	2,5
PCB 153	µg/kg TS	18	0	0,4	0,9	1	1,5	2,8
PCB 180	µg/kg TS	18	0	0,2	0,4	0,6	0,9	2,7
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	18	0	1,5	3,5	3,9	6	10

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	18	13	<0,05	<0,05	0,06	0,09	0,10
gamma-HCH	µg/kg TS	18	18	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	18	0	0,1	0,3	0,3	0,6	0,7
p,p'-DDD	µg/kg TS	18	0	0,2	0,6	0,7	1,4	1,5
p,p'-DDT	µg/kg TS	18	12	<0,1	<0,1	0,2	0,6	1,1
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	18	6	<0,1	0,1	0,2	0,3	0,3
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	18	0	0,1	0,4	0,4	0,8	1,2
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	0	1,3	2,3	2,8	4,8	7,3
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	7	<1	1,4	1,8	3,3	4,4
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	9	<1	1,1	1,8	3,7	5,3
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	17	<1	<1	1	<1	1,2
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	18	18	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS)	ng/kg TS							
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	18	7	<20	39	42	81	107
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	18	0	0,4	0,7	0,9	1,2	4,4
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	18	0	0,3	0,7	0,6	0,8	1,5
PCB 52	µg/kg TS	18	5	<0,1	0,3	0,3	0,6	0,7
PCB 101	µg/kg TS	18	0	0,4	0,9	0,9	1,5	2,0
PCB 118	µg/kg TS	18	0	0,4	0,8	0,8	1,1	1,4
PCB 138	µg/kg TS	18	0	0,6	1,2	1,3	1,8	4,2
PCB 153	µg/kg TS	18	0	0,8	1,7	1,8	2,5	4,7
PCB 180	µg/kg TS	18	0	0,3	0,8	1	1,4	4,5
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	18	0	2,9	6,4	6,8	9,3	16,7
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	18	13	<0,05	<0,05	0,07	0,14	0,15
gamma-HCH	µg/kg TS	18	18	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	18	18	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	µg/kg TS	18	0	0,2	0,5	0,6	1,0	1,1
o,p-DDD	µg/kg TS	18	6	<0,1	0,4	0,4	0,9	1,1
p,p'-DDD	µg/kg TS	18	0	0,3	1,0	1,1	2,2	2,6
o,p-DDT	µg/kg TS	18	16	<0,1	<0,1	0,3	0,5	1,8
p,p'-DDT	µg/kg TS	18	12	<0,1	<0,1	0,4	1,2	2,0
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	18	6	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	18	0	0,2	0,7	0,7	1,3	2,1

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 31 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, Mai 2018)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	45	0	53	60	63	73	81
TOC (C)	Gew.% TS	45	0	0,1	1,1	1,2	2,1	2,5
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	45	0	3,6	28,7	26,3	37	42,7
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	45	0	1,4	26,6	24,3	35,1	39,9
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	45	0	1,3	21,7	20,9	29,3	34,6
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	45	0	5,9	10,9	16	34,5	48,2
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	45	0	0,7	3,7	9,3	27,3	55,4
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	45	1	<0,1	0,4	1,6	2,6	18,4
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	45	1	<0,1	0,3	0,8	1,3	7,1
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	45	8	<0,1	0,2	0,7	0,7	12,2
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	45	0	5,0	56,6	50,6	69,2	75,2
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	45	0	130	1200	1141	1548	1660
Phosphor	mg/kg TS	45	0	600	3200	2960	4060	5200
Schwefel	mg/kg TS	45	0	130	430	440	600	770
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	45	0	2	9	8	10	11
Blei	mg/kg TS	45	0	3	22	19	25	27
Cadmium	mg/kg TS	45	3	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,7
Chrom	mg/kg TS	45	0	3	20	19	24	29
Kupfer	mg/kg TS	45	0	2	12	12	15	21
Nickel	mg/kg TS	45	0	2	11	10	14	15
Quecksilber	mg/kg TS	45	1	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	45	0	16	87	83	114	149
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	45	0	15	23	23	26	28
Blei <20 µm	mg/kg TS	45	0	30	65	65	75	84
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,3	0,9	0,8	1,3	1,6
Chrom <20 µm	mg/kg TS	45	0	39	56	56	66	74
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	45	0	21	31	33	40	71
Nickel <20 µm	mg/kg TS	45	0	26	32	31	34	36
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,2	0,5	0,5	0,7	1
Zink <20 µm	mg/kg TS	45	0	109	242	254	341	423
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	45	14	<20	22	26	37	50
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	45	44	<10	<10	10	<10	13
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	45	4	<10	19	21	32	43
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,2	0,6	0,6	0,8	0,9
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	45	4	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,7
PCB 52	µg/kg TS	45	3	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,4
PCB 101	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,5	0,5	0,8	1
PCB 118	µg/kg TS	45	2	<0,1	0,4	0,4	0,5	0,8
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,2	0,8	0,9	1,5	1,9
PCB 153	µg/kg TS	45	0	0,3	1,2	1,2	2	2,5
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,3	0,6	0,7	1,4	2,2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	45	0	1,1	3,9	4,2	7	9

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	11	<0,05	0,12	0,14	0,26	0,53
gamma-HCH	µg/kg TS	45	26	<0,05	<0,05	0,06	0,08	0,18
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	1	<0,1	0,5	0,5	0,9	1,3
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,2	1,6	1,9	3,8	6,9
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	14	<0,1	0,2	0,6	1,3	4,6
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	3	<0,1	0,2	0,3	0,4	0,8
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	2	<0,1	0,8	1,0	2,1	5,3
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1	5	5	9	12
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1	3	3	6	8
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1,5	8	10	21	31
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	41	<1	<1	1	<1	1,5
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	43	<1	<1	1,2	<1	11
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	45	44	<1	<1	1	<1	1,1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	5	5,7	6,7	8,7	9,4
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe								
Mineralöl	mg/kg TS	43	12	<20	44	44	66	126
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	43	0	0,5	1,2	1,3	1,8	3,7
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	43	2	<0,1	0,6	0,7	1	1,8
PCB 52	µg/kg TS	43	1	<0,1	0,4	0,5	0,7	1,5
PCB 101	µg/kg TS	43	0	0,4	1,0	1,1	1,7	3,1
PCB 118	µg/kg TS	43	0	0,4	0,7	0,8	1,1	1,3
PCB 138	µg/kg TS	43	0	0,7	1,7	1,9	3,2	4,7
PCB 153	µg/kg TS	43	0	1,0	2,4	2,6	4,1	6,0
PCB 180	µg/kg TS	43	0	0,4	1,3	1,6	3,1	4,0
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	43	0	3,6	8,3	9,1	14,6	22,5
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	43	0	0,1	0,2	0,3	0,7	1,4
gamma-HCH	µg/kg TS	43	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5
DDT +Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	43	38	<0,1	<0,1	0,1	0,2	0,3
p,p'-DDE	µg/kg TS	43	0	0,3	1,1	1,1	1,9	2,8
o,p-DDD	µg/kg TS	43	0	0,2	1,2	1,3	2,4	3,6
p,p'-DDD	µg/kg TS	43	0	0,7	3,5	4,2	8,1	18,1
o,p-DDT	µg/kg TS	43	31	<0,1	<0,1	0,3	0,5	3,8
p,p'-DDT	µg/kg TS	43	0	0,1	0,6	1,1	2,4	6,6
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	43	0	0,1	0,5	0,5	0,9	1,2
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	43	0	0,4	1,6	2,3	4,2	9,1

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 32 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km, Referenz, Mai 2018)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	30	0	50	62	61	68	70
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,2	0,7	0,9	1,7	2,3
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	30	0	12,9	23,9	25,8	34,8	41,5
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	30	0	13,7	26,8	27,4	37,9	40,8
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	30	0	8,0	21,5	22,2	31,6	38,6
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	30	0	4,0	15,4	16,4	27,2	35,5
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	30	0	1,0	5,8	6,5	10,6	30,2
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	30	0	0,1	0,6	0,8	1,3	3
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	30	1	<0,1	0,5	0,5	1,0	1,3
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	30	6	<0,1	0,2	0,6	1,2	3,5
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	30	0	30,8	53	53,1	70,0	75,7
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	710	1165	1178	1475	1760
Phosphor	mg/kg TS	30	0	1400	3650	3760	5440	6800
Schwefel	mg/kg TS	30	0	250	400	398	490	510
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5	9	9	11	16
Blei	mg/kg TS	30	0	10	20	20	25	39
Cadmium	mg/kg TS	30	0	0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
Chrom	mg/kg TS	30	0	12	21	20	26	29
Kupfer	mg/kg TS	30	0	4	8	8	11	18
Nickel	mg/kg TS	30	0	7	11	11	14	15
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3
Zink	mg/kg TS	30	0	36	69	69	84	131
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	17	22	23	28	33
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	42	61	63	78	83
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,1	0,4	0,4	0,7	1
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	45	53	53	58	66
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	15	28	28	35	36
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	26	31	31	32	34
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,3	0,4	0,5	0,7
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	136	170	181	229	254
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	15	<20	21	24	34	47
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	30	<10	<10	10	<10	<10
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	3	<10	17	18	29	42
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,2	0,4	0,5	0,6	1,6
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,3	0,4	1,1
PCB 52	µg/kg TS	30	8	<0,1	0,1	0,2	0,3	0,7
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,1	0,4	0,4	0,6	1,4
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,4	0,5	1,1
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,6	0,6	0,9	1,7
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,3	0,8	0,9	1,3	2,8
PCB 180	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,4	0,5	0,8	1,4
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	1,1	2,9	3,3	4,6	9,7

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	20	<0,05	<0,05	0,07	0,08	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	30	28	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	0,08
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	3	<0,1	0,2	0,3	0,4	1,0
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	0	0,1	0,5	0,7	1,1	3,0
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	25	<0,1	<0,1	0,1	0,2	0,3
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	12	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,3	0,5	0,7
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	0	1	2	2	4	5
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	0	1	1	1	2	3
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	0	1	1	2	3	7
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	29	<1	<1	1	<1	1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	2,1	2,3	2,7	3,3	3,6
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	30	15	<20	26	36	60	93
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,4	0,8	0,9	1,3	2,3
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,4	0,5	1	1,6
PCB 52	µg/kg TS	30	8	<0,1	0,3	0,3	0,5	1,1
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,3	0,6	0,8	1,2	2
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,3	0,7	0,7	1,1	1,6
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,5	1,1	1,2	1,8	2,5
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,6	1,5	1,7	2,6	4
PCB 180	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,7	0,8	1,5	2,1
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	30	0	2,2	5,3	6,1	9,4	14,3
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4
gamma-HCH	µg/kg TS	30	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	30	29	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	0	0,1	0,4	0,5	0,8	1,4
o,p-DDD	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,3	0,3	0,7	1,2
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	0	0,3	0,9	1,2	2,2	4,3
o,p-DDT	µg/kg TS	30	30	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	0	0,1	0,1	0,1	0,3	0,5
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	0	0,1	0,2	0,2	0,5	0,6
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	0	0,1	0,6	0,6	1,0	1,3

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 33 Statistik der chemischen Analysen der Sedimente an der Verbringstelle E3 (alle Stationen Klappzentrum, 1-km-Kreis, 1,5-km-Kreis, September 2018)

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	45	0	52	59	60	65	68
TOC (C)	Gew.% TS	45	0	0,7	1,2	1,2	1,5	1,6
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-% TS	45	0	3,1	28,7	25,9	34,7	42
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-% TS	45	0	12,8	29,0	27,5	35,6	38,2
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-% TS	45	0	19,1	26,4	27,5	34,9	42,2
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-% TS	45	0	3,1	7,7	12,8	29,1	37,3
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-% TS	45	0	0,4	1,8	4,2	11	21,9
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-% TS	45	0	0,1	0,3	0,9	1,6	12,4
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-% TS	45	3	<0,1	0,2	0,4	0,5	5,6
Fraktion > 2000 µm	Gew.-% TS	45	0	0,1	0,3	0,8	1,1	11,4
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	45	0	15,9	59,4	53,4	68,0	72,5
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	45	0	673	1300	1234	1598	1710
Phosphor	mg/kg TS	45	0	1200	3000	2820	3800	3900
Schwefel	mg/kg TS	45	0	370	520	534	700	730
Metalle aus der Gesamtfraction								
Arsen	mg/kg TS	44	0	5	9	9	11	12
Blei	mg/kg TS	44	0	12	25	24	29	31
Cadmium	mg/kg TS	44	0	0,2	0,4	0,4	0,6	0,6
Chrom	mg/kg TS	44	0	9	23	22	29	30
Kupfer	mg/kg TS	44	0	11	17	17	22	25
Nickel	mg/kg TS	44	0	6	12	12	14	16
Quecksilber	mg/kg TS	44	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3
Zink	mg/kg TS	44	0	66	93	98	134	146
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	45	0	17	26	26	31	35
Blei <20 µm	mg/kg TS	45	0	56	73	73	84	95
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,5	1,0	1,1	1,5	2,2
Chrom <20 µm	mg/kg TS	45	0	45	70	73	87	92
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	45	0	28	45	45	55	71
Nickel <20 µm	mg/kg TS	45	0	28	37	37	42	48
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	45	0	0,2	0,5	0,5	0,6	0,7
Zink <20 µm	mg/kg TS	45	0	155	309	319	443	581
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	45	5	<20	27	33	55	61
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	45	39	<10	<10	11	12	42
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	45	0	11	21	25	41	51
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,3	0,6	0,6	0,8	1,1
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	45	6	<0,1	0,3	0,3	0,4	0,5
PCB 52	µg/kg TS	45	2	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,5
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0,2	0,5	0,5	0,8	0,9
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0,1	0,4	0,4	0,5	0,6
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,4	1,0	1,1	1,6	2,6
PCB 153	µg/kg TS	45	0	0,4	1,2	1,3	1,9	3
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,3	0,8	0,9	1,6	3,6
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	45	0	1,6	4,2	4,6	7	11,2

Fortsetzung

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	3	<0,05	0,2	0,2	0,2	0,6
gamma-HCH	µg/kg TS	45	17	<0,05	0,1	0,1	0,1	0,3
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0,3	0,6	0,6	1,0	1,1
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,5	1,5	1,8	3,1	7,9
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	5	<0,1	0,3	0,7	1,2	7,8
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,1	0,3	0,4	0,5	4,4
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,3	1,0	1,3	1,9	8,7
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	3	7	7	11	12
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	1	3	4	7	23
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	0	2	11	13	27	40
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	33	<1	<1	1	1	2
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	45	42	<1	<1	1	<1	3
Tricyclohexylzinn	µg /kg TS	45	45	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE (NATO/CCMS))	ng/kg TS	3	0	6	8,1	7,4	8,1	8,1
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe								
Mineralöl	mg/kg TS	45	5	<20	53	62	99	146
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	45	0	0,6	1,1	1,3	2,0	4,7
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	45	6	<0,1	0,5	0,5	0,7	1,7
PCB 52	µg/kg TS	45	2	<0,1	0,4	0,4	0,6	1,8
PCB 101	µg/kg TS	45	0	0,4	0,9	1	1,4	3,8
PCB 118	µg/kg TS	45	0	0,4	0,7	0,8	0,9	3,0
PCB 138	µg/kg TS	45	0	0,8	1,8	2,3	3,6	8,5
PCB 153	µg/kg TS	45	0	1,2	2,1	2,6	4,0	8,0
PCB 180	µg/kg TS	45	0	0,5	1,5	2,0	4,2	7,5
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	45	0	4,2	7,8	9,6	15	33,3
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	45	3	<0,05	0,3	0,4	0,7	2,3
gamma-HCH	µg/kg TS	45	17	<0,05	0,1	0,1	0,2	1,0
DDT+Metabolite <63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	45	40	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,3
p,p'-DDE	µg/kg TS	45	0	0,5	1,2	1,3	2,4	2,8
o,p-DDD	µg/kg TS	45	0	0,3	1,2	1,6	3,2	6,4
p,p'-DDD	µg/kg TS	45	0	0,7	2,6	4,3	8,4	31,5
o,p-DDT	µg/kg TS	45	29	<0,1	<0,1	0,3	0,6	5,2
p,p'-DDT	µg/kg TS	45	5	<0,1	0,4	1,7	2,8	20,3
Chlorbenzole <63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,2	0,6	1,1	1,0	17,5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	45	0	0,5	1,9	2,6	4,8	14,6

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 34 **Statistik der chemischen Analysen der Sedimente im Umfeld der Verbring-
stelle (2-km, 3-km, 6-km, 9/12-km-Strahl, Referenz, September 2018)**

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Trockensubstanz	Gew.% OS	30	0	53	61	61	67	69
TOC (C)	Gew.% TS	30	0	0,7	1,1	1,1	1,3	1,5
Siebanalyse								
Fraktion < 20 µm	Gew.-%	30	0	11,1	27,8	28,8	37,4	43,3
Fraktion 20 - 63 µm	Gew.-%	30	0	10,5	27,7	27,6	40,3	45
Fraktion 63 - 100 µm	Gew.-%	30	0	12,9	26,4	27,9	42,5	57,5
Fraktion 100 - 200 µm	Gew.-%	30	0	0,7	7,7	9,7	17,2	28,8
Fraktion 200 - 630 µm	Gew.-%	30	0	0,3	2,7	4,2	9,7	21,3
Fraktion 630 - 1000 µm	Gew.-%	30	0	0,1	0,4	0,5	0,7	2
Fraktion 1000-2000 µm	Gew.-%	30	1	<0,1	0,3	0,4	0,6	1,4
Fraktion > 2000 µm	Gew.-%	30	0	0,1	0,7	1	2,1	4,3
Fraktion < 63 µm	Gew.-%	30	0	26,2	58,8	56,4	73,4	84,5
Summenparameter								
Stickstoff	mg/kg TS	30	0	622	1110	1098	1337	1460
Phosphor	mg/kg TS	30	0	1200	3650	3403	4610	6100
Schwefel	mg/kg TS	30	0	290	445	437	512	550
Metalle aus der Gesamtfraktion								
Arsen	mg/kg TS	30	0	5	9	9	11	15
Blei	mg/kg TS	30	0	13	24	23	28	45
Cadmium	mg/kg TS	30	1	<0,1	0,2	0,2	0,3	0,6
Chrom	mg/kg TS	30	0	13	24	23	29	38
Kupfer	mg/kg TS	30	0	8	14	14	18	21
Nickel	mg/kg TS	30	0	7	12	12	14	17
Quecksilber	mg/kg TS	30	0	0,02	0,1	0,1	0,1	0,3
Zink	mg/kg TS	30	0	34	75	73	94	150
Metalle aus der Fraktion <20 µm								
Arsen <20 µm	mg/kg TS	30	0	18	25	25	30	35
Blei <20 µm	mg/kg TS	30	0	47	73	73	87	100
Cadmium <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,2	0,5	0,5	0,8	0,9
Chrom <20 µm	mg/kg TS	30	0	54	69	71	84	93
Kupfer <20 µm	mg/kg TS	30	0	25	35	35	40	43
Nickel <20 µm	mg/kg TS	30	0	29	36	36	40	43
Quecksilber <20 µm	mg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,3	0,4	0,7
Zink <20 µm	mg/kg TS	30	0	112	206	200	259	278
Mineralölkohlenwasserstoff								
Mineralöl	mg/kg TS	30	16	<20	<20	25	34	59
Mineralöl C10-C20	mg/kg TS	30	29	<10	<10	11	<10	40
Mineralöl C21-C40	mg/kg TS	30	2	<10	15	17	25	48
Polycyclische Aromaten								
PAK Summe 16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,2	0,5	0,5	0,7	1,7
Polychlorierte Biphenyle								
PCB 28	µg/kg TS	30	0	0,1	0,2	0,3	0,4	1,1
PCB 52	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,1	0,2	0,3	0,9
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,1	0,4	0,5	0,9	1,9
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,1	0,3	0,4	0,6	1,4
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,2	0,6	0,7	1,4	2,3
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,3	0,7	0,9	1,6	3,7
PCB 180	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,3	0,4	0,7	2
PCB Summe 7 g.BG	µg/kg TS	30	0	1,1	2,5	3,4	6,7	13,3

Fortsetzung

Parameter	Einheit	Anzahl	n<BG	Min	Median	Mittel	90.P	Max
Hexachlorcyclohexane								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	21	<0,05	<0,05	0,1	0,1	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	30	28	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	0,1
DDT und Metabolite								
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	3	<0,1	0,3	0,3	0,5	1,3
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,3	0,5	0,9	2,8
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	19	<0,1	<0,1	0,3	0,4	4,6
Chlorbenzole								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	11	<0,1	0,1	0,2	0,2	0,5
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,4	0,4	0,6	0,8
Organozinnverbindungen								
Monobutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	3	<1	3	3	4	6
Dibutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	15	<1	1	1	2	3
Tributylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	9	<1	2	2	5	10
Tetrabutylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	29	<1	<1	1	<1	1
Triphenylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	29	<1	<1	1	<1	1
Tricyclohexylzinn (OZK)	µg /kg TS	30	30	<1	<1	1	<1	<1
Sonstiges								
SumPCDD/F(I-TE)	ng/kg TS	3	0	1,9	2,1	3	4,4	5
umgerechnet auf < 63 µm								
Mineralölkohlenwasserstoffe <63µm								
Mineralöl	mg/kg TS	30	16	<20	<20	40	78	131
Polycyclische Aromaten <63µm								
PAK Sum16 g.BG	mg/kg TS	30	0	0,4	0,8	0,9	1,2	2
Polychlorierte Biphenyle <63µm								
PCB 28	µg/kg TS	30	0	0,2	0,5	0,5	0,9	1,3
PCB 52	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,3	0,3	0,5	1,6
PCB 101	µg/kg TS	30	0	0,3	0,6	0,8	1,3	4,2
PCB 118	µg/kg TS	30	0	0,3	0,5	0,7	0,9	3,9
PCB 138	µg/kg TS	30	0	0,5	1	1,2	2	4,2
PCB 153	µg/kg TS	30	0	0,7	1,3	1,6	2,9	4,8
PCB 180	µg/kg TS	30	2	<0,1	0,5	0,7	1,5	2,4
PCB Summe7 g. BG	µg/kg TS	30	0	2,4	4,6	5,9	9,7	21,3
Hexachlorcyclohexane <63µm								
alpha-HCH	µg/kg TS	30	21	<0,05	<0,05	0,1	0,2	0,2
gamma-HCH	µg/kg TS	30	28	<0,05	<0,05	0,1	<0,05	0,1
DDT + Metabolite < 63µm								
o,p DDE	µg/kg TS	30	28	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2
p,p'-DDE	µg/kg TS	30	3	<0,1	0,4	0,5	1	1,5
o,p-DDD	µg/kg TS	30	10	<0,1	0,3	0,3	0,6	1,2
p,p'-DDD	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,6	0,9	1,7	3,3
o,p-DDT	µg/kg TS	30	28	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,6
p,p'-DDT	µg/kg TS	30	19	<0,1	<0,1	0,6	0,6	9,6
Chlorbenzole < 63µm								
Pentachlorbenzol	µg/kg TS	30	11	<0,1	0,2	0,2	0,4	0,8
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	30	1	<0,1	0,6	0,6	0,9	1,6

BG = Bestimmungsgrenze, Werte < BG als ganze BG angenommen (worst-case-Annahme)

Tabelle A 35 Ermittlung der Messunsicherheit anhand von Doppelbestimmungen (Daten 2005 bis 2018)

Parameter	Nordseeproben			
	bestimmt in Frakt. < 20 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
Anorganische Parameter	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**	Messunsicherheit in %	Anzahl Doppelbestimmungen > BG**
Arsen	7,2	130	8,1	95
Blei	7,0	130	9,0	95
Cadmium	10,2	130	15,0	93
Chrom	10,5	130	12,1	95
Kupfer	10,4	130	14,7	95
Nickel	9,2	130	11,4	95
Quecksilber	21,1	129	31,5	89
Zink	9,8	130	8,0	94
Organische Parameter	Normiert auf Fraktion < 63 µm		bestimmt in Gesamtfraktion	
PAK Summe 16	26	102	20	129
Mineralöl-KW (C10-C40)	21	35	21	33
PCB (Summe aus 7)	30	108	23	111
pp-DDE	18	77	14	77
pp-DDD	27	96	20	91
pp-DDT	74	26	75	25
a-HCH	30	52	30	46
Pentachlorbenzol	28	62	27	56
Hexachlorbenzol	36	85	34	83
TBT (OZK)			33	64

Die Messunsicherheit aus Doppelbestimmungen wird nach einem Verfahren des Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie ermittelt (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2002), Analysenverfahren – Fachgremium Altlastenanalytik, Teil 6. Handbuch Altlasten Band 7)

** Anzahl Doppelbestimmungen > BG: In die Berechnung gehen nur Doppelbestimmungen mit ein, bei denen beide Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Wertepaare mit Ausreißern werden nicht berücksichtigt.

Tabelle A 36 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (Mai 2017)

Verbringstelle (n =)23*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	13	23	14
	EL	23	23	
pT1	PW	7	0	7
	EL	0	0	
pT2	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT3	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=16)**				
pT0	PW	14	16	14
	EL	16	16	
pT1	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT2	PW	0	0	2
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und 3 verdeckte Doppelbestimmung (n=23), **im Umfeld 16 Proben (n=16).

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20			4			4
2-km Ring (n=6)	6			2		1	1
6-km Ring (n=5)	5			1			1
Referenz (n=5)	5			1		1	

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 37 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (September 2017)

Verbringstelle (n = 23)*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	11	20	11
	EL	23	23	
pT1	PW	3	2	3
	EL	0	0	
pT2	PW	5	0	5
	EL	0	0	
pT3	PW	3	1	3
	EL	0	0	
pT4	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=16)**				
pT0	PW	12	15	11
	EL	16	16	
pT1	PW	1	1	2
	EL	0	0	
pT2	PW	2	0	2
	EL	0	0	
pT3	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und 3 verdeckte Doppelbestimmung (n=23), **im Umfeld 16 Proben (n=16)

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20			4	4		
2-km Ring (n=6)	6			2	2		
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 38 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (Mai 2018)

Verbringstelle (n =)23*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	20	21	17
	EL	21	23	
pT1	PW	2	2	5
	EL	2	0	
pT2	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT3	PW	1	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=16)**				
pT0	PW	15	10	9
	EL	16	16	
pT1	PW	0	6	6
	EL	0	0	
pT2	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und 3 verdeckte Doppelbestimmung (n=23), **im Umfeld 16 Proben (n=16).

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität Corophium volutator (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20			4	3	1	
2-km Ring (n=6)	6			2	2		
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 39 Ergebnisse der ökotoxikologischen Testbatterien an Sedimenten der Verbringstelle E3 (1km- und 1,5km-Kreis) und Umfeld (September 2018)

Verbringstelle (n =)22*				
	Porenwasser(PW)	Leuchtbakterientest	Algentest	Toxizitätsklasse
pTStufe	Eluate (EL)	Anzahl	Anzahl	Anzahl
pT0	PW	14	12	11
	EL	22	23	
pT1	PW	3	10	6
	EL	0	0	
pT2	PW	3	0	3
	EL	0	0	
pT3	PW	2	0	2
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	
Umfeld der Verbringstelle (n=17)**				
pT0	PW	16	17	16
	EL	17	17	
pT1	PW	1	0	1
	EL	0	0	
pT2	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT3	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT4	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT5	PW	0	0	0
	EL	0	0	
pT6	PW	0	0	0
	EL	0	0	

*Auf der Verbringstelle 20 Proben und 2 verdeckte Doppelbestimmung (n=22), **im Umfeld 16 Proben und 1 verdeckte Doppelbestimmung (n=17).

Ergebnisse des Amphipodentests

	Labor 1 – Anzahl Proben			Labor 2 – Anzahl Proben			
	≤20 %	>20 %	>40 %	n = 8	≤20 %	>20 %	>40 %
Mortalität <i>Corophium volutator</i> (%), n = 36							
Einbringstelle 1km+1,5km-Ring (n=20)	20			4	4		
2-km Ring (n=6)	6			2	2		
6-km Ring (n=5)	5			1	1		
Referenz (n=5)	5			1	1		

Hemmung > 20 % leicht toxisch, > 40 % toxisch (Klassifikation nach einer Empfehlung der BfG)

Tabelle A 40 Analysendaten der Schwebstoffe (2017 und 2018)

		23.08.2017	23.08.2017	26.09.2018	26.09.2018	23.08.2017	23.08.2017	26.09.2018
		2017	2017	2018	2018	2017	2017	2018
	Meßstelle	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Düne Süd	Norden	Norden	Norden
		Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1+2
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
		ohne Trichter	ohne Trichter	mit Trichter	mit Trichter	ohne Trichter	ohne Trichter	mit Trichter
Ausbeute	g	5,8	8,7	6,0	2,3	5,9	14,5	6,0
Einsatztage	d	11	12	15	13	13	14	28
Gramm/Tag	g/d	0,5	0,7	0,4	0,2	0,5	1,0	0,2
Überkorn (>2mm)	%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fraktion 1000-2000 µm	%	0,0	0,0	0,8	2,7	0,0	0,0	3,4
Fraktion 600-1000µm	%	0,0	0,0			0,0	0,0	
Fraktion 200-600 µm	%	0,4	0,4	1,2	2,0	0,7	0,8	3,0
Fraktion 100-200 µm	%	1,3	1,3	2,4	1,3	1,5	0,8	3,7
Fraktion 63-100 µm	%	0,0	3,0			2,9	2,5	
Fraktion 20-63 µm	%	5,8	9,1	12,0	8,7	9,5	8,8	10,1
Fraktion <20µm	%	92,4	86,1	83,6	85,3	85,3	87,0	79,7
Fraktion <100 µm	%	98,2	98,2			97,7	98,3	
Fraktion <63 µm	%	98,2	95,2	95,6	94,0	94,8	95,8	89,8
TOC	% TS	3,0	2,8	4,0	3,7	3,0	2,5	3,5
Glühverlust 550°C	% TS	18,6	18,1	20,5	22,6	19,5	16,6	21,0
GV/TOC		6,2	6,5	5,1	6,1	6,5	6,6	6,0
Arsen <20µm	mg/kg TS	13	11	13	12	12	11	12
Blei <20µm	mg/kg TS	34	25	34	38	30	27	31
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Chrom <20µm	mg/kg TS	65	51	62	64	59	55	59
Kupfer <20µm	mg/kg TS	18	15	23	22	20	18	25
Nickel <20µm	mg/kg TS	30	25	31	33	29	28	31
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0,18	0,13	0,15	0,15	0,15	0,13	0,11
Zink <20µm	mg/kg TS	127	96	119	126	119	101	114
TOC <20µm	% TS			3,8	4,3			3,8
Glühverlust 550°C <20µm	% TS			13,1				13,5
GV/TOC < 20 µm				3,4				3,6

		23.08.2017	23.08.2017	26.09.2018	26.09.2018
		2017	2017	2018	2018
	Meßstelle	Steingrund	Steingrund	Steingrund	Steingrund
		Zeitraum 1	Zeitraum 2	Zeitraum 1	Zeitraum 2
	Falle	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios	Hydrobios
		ohne Trichter	ohne Trichter	mit Trichter	mit Trichter
Ausbeute	g	8,0	9,9	12,0	7,0
Einsatztage	d	14	11	10	18
Gramm/Tag	g/d	0,6	0,9	1,2	0,4
Überkorn (>2mm)	%	0,0	0,0	0,0	0,0
Fraktion 1000-2000 µm	%	0,0	0,0	1,0	1,7
Fraktion 600-1000µm	%	0,0	0,0		
Fraktion 200-600 µm	%	0,0	0,9	3,0	3,0
Fraktion 100-200 µm	%	1,0	1,8	12,8	5,4
Fraktion 63-100 µm	%	0,0	0,0		
Fraktion 20-63 µm	%	8,9	9,3	18,1	12,4
Fraktion <20µm	%	90,1	88,1	65,1	77,5
Fraktion <100 µm	%	99,0	97,4		
Fraktion <63 µm	%	99,0	97,4	83,2	89,9
TOC	% TS	3,3	3,1	2,9	3,5
Glühverlust 550°C	% TS	17,6	17,2	14,0	18,6
GV/TOC		5,3	5,5	4,8	5,3
Arsen <20µm	mg/kg TS	15	14	17	14
Blei <20µm	mg/kg TS	37	36	42	41
Cadmium <20µm	mg/kg TS	0,2	0,2	0,2	0,2
Chrom <20µm	mg/kg TS	67	65	74	72
Kupfer <20µm	mg/kg TS	18	17	26	24
Nickel <20µm	mg/kg TS	31	31	35	34
Quecksilber <20µm	mg/kg TS	0,23	0,23	0,23	0,21
Zink <20µm	mg/kg TS	142	150	151	149
TOC <20µm	% TS			4	4,2
Glühverlust 550°C <20µm	% TS			13,2	14
GV/TOC < 20 µm				3,3	3,3

Tabelle A 41 OSPAR-Bewertungskriterien und Ergebnisse der Beprobungen 2017 und 2018 im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3. Grau hinterlegte Zahlen kennzeichnen eine Überschreitung der EAC/ERL-Werte. Die Gehalte der Schwermetalle und PAKs beziehen sich auf den Anteil der Fraktion < 2 mm. Organische Schadstoffgehalte (PCB) sind auf 2,5 Gew.-% TOC normiert und ebenfalls in der Fraktion < 2 mm gemessen.

Parameter	Einheit	ERL	2017/5				2017/9			
			Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion										
Blei	mg/kg	47	20,1	23,2	21,3	20,6	23,7	26,3	23,2	21,4
Cadmium	mg/kg	1,2	0,390	0,258	0,209	0,158	0,503	0,335	0,234	0,162
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,238	0,181	0,152	0,136	0,251	0,183	0,148	0,088
Polyzyklische Aromaten										
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,029	0,034	0,034	0,026	0,037	0,037	0,032	0,026
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,048	0,036	0,041	0,026	0,065	0,055	0,034	0,028
Anthracen	mg/kg	0,085	0,020	0,012	0,015	0,010	0,025	0,018	0,014	0,010
Fluoranthren	mg/kg	0,6	0,084	0,053	0,063	0,038	0,109	0,083	0,052	0,040
Pyren	mg/kg	0,665	0,065	0,042	0,052	0,030	0,090	0,068	0,048	0,032
Benzo(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,040	0,024	0,029	0,016	0,049	0,038	0,024	0,018
Chrysen	mg/kg	0,384	0,042	0,024	0,028	0,016	0,053	0,039	0,026	0,020
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,041	0,028	0,030	0,018	0,051	0,045	0,030	0,022
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,085	0,042	0,040	0,047	0,024	0,051	0,049	0,044	0,030
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,049	0,046	0,056	0,028	0,056	0,055	0,050	0,030
Polychlorierte Biphenyle										
PCB 28	µg/kg	1,7	0,93	0,97	1,10	0,53	0,70	0,81	1,16	0,53
PCB 52	µg/kg	2,7	0,90	0,41	0,70	0,26	0,64	0,39	0,58	0,28
PCB 101	µg/kg	3	2,10	1,36	1,52	0,60	1,69	1,21	1,40	1,22
PCB 118	µg/kg	0,6	1,41	1,34	1,33	0,50	0,99	1,05	1,26	0,81
PCB 138	µg/kg	7,9	3,36	2,06	1,99	0,85	2,75	1,90	1,73	2,34
PCB 153	µg/kg	40	4,60	2,83	2,85	1,12	3,67	2,42	2,50	2,76
PCB 180	µg/kg	12	3,07	1,44	1,55	0,58	2,27	1,26	1,19	2,00

Parameter	Einheit	ERL	2018/5				2018/9			
			Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz	Verbringstelle	Nahfeld	Fernfeld	Referenz
Metalle in der Gesamtfraktion										
Blei	mg/kg	47	17,2	22,0	19,0	18,8	22,1	25,0	21,9	20,4
Cadmium	mg/kg	1,2	0,354	0,260	0,206	0,140	0,431	0,302	0,195	0,138
Quecksilber	mg/kg	0,15	0,152	0,119	0,114	0,067	0,160	0,117	0,078	0,056
Polyzyklische Aromaten										
Naphthalin	mg/kg	0,16	0,032	0,032	0,031	0,022	0,040	0,031	0,033	0,020
Phenanthren	mg/kg	0,24	0,053	0,038	0,037	0,029	0,062	0,040	0,039	0,039
Anthracen	mg/kg	0,085	0,018	0,013	0,015	0,010	0,019	0,015	0,016	0,012
Fluoranthren	mg/kg	0,6	0,083	0,058	0,055	0,040	0,101	0,066	0,063	0,060
Pyren	mg/kg	0,665	0,065	0,046	0,045	0,031	0,079	0,051	0,050	0,045
Benzo(a)anthracen	mg/kg	0,261	0,039	0,027	0,027	0,020	0,045	0,029	0,027	0,025
Chrysen	mg/kg	0,384	0,040	0,027	0,025	0,020	0,045	0,029	0,027	0,025
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,43	0,045	0,035	0,034	0,024	0,046	0,032	0,033	0,027
Benzo(ghi)perylen	mg/kg	0,085	0,038	0,036	0,039	0,025	0,047	0,036	0,045	0,022
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	0,24	0,051	0,051	0,057	0,035	0,058	0,046	0,059	0,026
Polychlorierte Biphenyle										
PCB 28	µg/kg	1,7	0,96	0,88	1,27	0,39	0,50	0,61	0,81	0,40
PCB 52	µg/kg	2,7	0,81	0,47	0,95	0,25	0,49	0,35	0,59	0,22
PCB 101	µg/kg	3	1,61	1,18	1,84	0,51	1,22	0,90	1,24	0,40
PCB 118	µg/kg	0,6	1,07	1,02	1,69	0,52	0,83	0,76	1,02	0,45
PCB 138	µg/kg	7,9	2,89	1,82	2,75	0,91	2,44	1,76	1,71	1,30
PCB 153	µg/kg	40	3,82	2,61	4,11	1,28	2,97	2,15	2,23	1,32
PCB 180	µg/kg	12	2,52	1,25	1,93	0,57	2,21	1,32	0,98	0,75

Tabelle A 42 OSPAR- und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Wellhornschnecke im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011) empfohlenen Bewertungskriterien für Muscheln und Austern (gesonderte Werte für Schnecken nicht vorgesehen).

Buccinum			2017						
			Verbringzentrum	1-km	2 km	3 km	Referenz 1	Referenz 2	Referenz 3
		LMHG							
Quecksilber	µg/kg TS	2500	612	686	729	645	940	740	563
Cadmium	µg/kg TS	5000	3442	3426	3596	4207	2920	3166	2627
Blei	mg/kg TS	7,5	0,5	1,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6
		EAC passive							
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,7	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,7	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6
PCB101	µg/kg TS	6	1,0	1,2	0,7	0,5	0,8	0,8	1,1
PCB118	µg/kg TS	1,2	5,5	6,3	6,7	2,6	10,2	8,9	8,1
PCB138	µg/kg TS	15,8	21,7	24,7	25,7	12,5	37,9	32,3	27,7
PCB153	µg/kg TS	80	34,5	41,1	43,6	23,3	65,9	55,8	47,3
PCB180	µg/kg TS	24	7,2	8,7	9,6	4,7	16,2	13,7	10,3
TBT (OZK)	µg/kg TS	12	2,8	1,3	1,2	1,4	1,1	1,1	1,5
		UQN							
Quecksilber	µg/kg FG	20	107	110	109	95	180	148	90
HCB	µg/kg FG	10	0,19	0,22	0,11	0,09	0,15	0,09	0,15

Buccinum			2018						
			Verbringzentrum	1-km	2 km	3 km	Referenz 1	Referenz 2	Referenz 3
		LMHG							
Quecksilber	µg/kg TS	2500	589	558	684	-	998	785	352
Cadmium	µg/kg TS	5000	2854	2135	2928	-	3370	3865	2271
Blei	mg/kg TS	7,5	1,1	0,8	0,6	-	0,5	0,5	0,5
		EAC passive							
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	1,2	1,0	1,0	0,7	0,9	0,9	1,0
PCB118	µg/kg TS	1,2	8,3	8,3	10,1	4,4	12,3	9,6	6,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	42,0	39,1	46,9	23,3	63,1	36,0	29,6
PCB153	µg/kg TS	80	53,5	52,5	57,9	42,2	80,2	65,4	37,1
PCB180	µg/kg TS	24	10,0	12,4	14,5	10,5	19,6	14,2	8,1
TBT (OZK)	µg/kg TS	12	1,2	1,8	1,2	1,7	1,3	1,4	2,7
		UQN							
Quecksilber	µg/kg FG	20	102	104	136	-	215	161	79
HCB	µg/kg FG	10	0,23	0,14	0,11	0,09	0,13	0,11	0,11
Fluoranthren	µg/kg FG	30	1,88	2,02	2,09	-	2,27	2,06	2,24
Benz(a)pyren	µg/kg FG	5	1,83	1,92	2,06	-	2,19	2,06	2,24

Tabelle A 43 OSPAR- und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Pfeffermuscheln im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011) empfohlenen Bewertungskriterien für Muscheln.

Abra alba			2017				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		EAC					
Phenanthren	mg/kg TS	1,7	0,0076	0,0077	0,0081	0,0093	0,0047
Anthracene	mg/kg TS	0,29	0,0027	0,0025	0,0032	0,0031	0,0022
Fluoranthen	mg/kg TS	0,11	0,0156	0,0132	0,0223	0,0192	0,0096
Pyren	mg/kg TS	0,1	0,0764	0,0984	0,0850	0,0794	0,0943
Benz(a)anthracen	mg/kg TS	0,08	0,0093	0,0074	0,0108	0,0092	0,0050
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,6	0,0112	0,0093	0,0141	0,0125	0,0064
Benzo(ghi)perylene	mg/kg TS	0,11	0,0192	0,0172	0,0236	0,0191	0,0114
		UQN					
Quecksilber	µg/kg FG	20	51	50	67	51	53
HCB	µg/kg FG	10	0,06	0,04	0,01	0,02	0,01
Fluoranthen	µg/kg FG	30	2,3	1,9	3,4	2,6	1,3
Benz(a)pyren	µg/kg FG	5	1,6	1,3	2,1	1,7	0,8
Abra alba			2017				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		LMHG					
Quecksilber	µg/kg TS	2500	348	363	440	374	407
Cadmium	µg/kg TS	5000	345	380	484	260	257
Blei	mg/kg TS	7,5	11,5	8,7	10,0	7,4	5,7
		EAC passive					
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
PCB101	µg/kg TS	6	1,4	1,0	1,0	0,7	0,5
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,7	0,5	0,5	0,4	0,3
PCB138	µg/kg TS	15,8	3,2	2,6	2,3	1,6	1,1
PCB153	µg/kg TS	80	6,3	4,5	4,0	3,4	2,1
PCB180	µg/kg TS	24	2,5	1,8	1,5	1,0	0,6

Abra alba			2018				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		EAC					
Phenanthren	mg/kg TS	1,7	0,0072	0,0069	0,0086	0,0080	0,0055
Anthracene	mg/kg TS	0,29	0,0020	0,0023	0,0031	0,0024	0,0021
Fluoranthren	mg/kg TS	0,11	0,0110	0,0110	0,0117	0,0121	0,0085
Pyren	mg/kg TS	0,1	0,0955	0,1253	0,1128	0,1025	0,0848
Benz(a)anthra	mg/kg TS	0,08	0,0051	0,0050	0,0054	0,0055	0,0042
Benz(a)pyren	mg/kg TS	0,6	0,0063	0,0061	0,0064	0,0065	0,0044
Benzo(ghi)pe	mg/kg TS	0,11	0,0152	0,0159	0,0158	0,0157	0,0118
		UQN					
Quecksilber	µg/kg FG	20	55	60	48	64	55
HCB	µg/kg FG	10	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
Fluoranthren	µg/kg FG	30	1,2	1,3	1,3	1,4	1,0
Benz(a)pyren	µg/kg FG	5	0,7	0,8	0,7	0,8	0,5
Abra alba			2018				
			1-km	1,5-km	2-km	6-km	Ref
		LMHG					
Quecksilber	µg/kg TS	2500	513	528	434	621	506
Cadmium	µg/kg TS	5000	460	473	448	415	374
Blei	mg/kg TS	7,5	8,7	7,1	6,8	6,0	4,9
		EAC passive					
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,2	0,3	0,2	0,2	0,1
PCB101	µg/kg TS	6	1,2	1,2	1,2	1,0	0,9
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,7	0,7	0,6	0,6	0,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	2,5	2,5	2,3	1,9	1,9
PCB153	µg/kg TS	80	5,3	5,2	5,1	4,3	4,4
PCB180	µg/kg TS	24	1,7	1,6	1,4	1,2	1,1

Tabelle A 44 OSPAR-, EC 1881/06 und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Kliesche im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011, 2016) empfohlenen Bewertungskriterien für Fisch.

Kliesche (<i>Limanda limanda</i>)		LMHG	2017			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	145	177	161	171
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	222	205	216	175
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	36	39	32	32
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	4	3	4	5
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	10	7	9	11
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	45	35	40	43
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	56	49	51	54
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	132	106	121	122
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	231	192	215	226
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	64	48	48	59
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	145	177	161	171
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	108	112	123	102
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,9	0,8	1,4	1,7

Kliesche (<i>Limanda limanda</i>)		LMHG	2018			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	199	135	157	174
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	157	164	143	155
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	39	37	37	33
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	5	5	3	5
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	10	9	6	10
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	53	47	34	53
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	55	48	43	55
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	158	134	108	154
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	254	234	187	263
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	84	81	53	79
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	199	135	157	174
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	86	79	96	111
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	1,1	1,5	1,1	1,3

Tabelle A 45 OSPAR- und OGewV-Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Scholle im Bereich der Verbringstelle bei Tonne E3 und Umgebung. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) und OGewV (2011, 2016) empfohlenen Bewertungskriterien für Fisch.

Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)		LMHG	2017			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	25	36	35	28
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	-	-	-	-
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	-	-	-	-
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	6	5	4	5
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	14	13	9	11
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	63	56	37	53
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	65	61	45	58
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	166	155	105	140
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	286	260	174	234
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	100	107	56	80
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	25	36	35	28
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	-	-	-	-
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	0,8	0,6	0,5	0,6

Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)		LMHG	2018			
			1-km	2-3 km	Referenz 1	Referenz 2
Quecksilber_Muskel	µg/kg FG	500	44	53	42	36
Cadmium_Leber	µg/kg FG	1000	-	-	-	-
Blei_Leber	µg/kg FG	1500	-	-	-	-
		EAC passive				
PCB28_Leber	µg/kg Lipid	64	5	3	2	5
PCB52_Leber	µg/kg Lipid	108	10	5	3	9
PCB101_Leber	µg/kg Lipid	120	71	44	30	49
PCB118_Leber	µg/kg Lipid	24	70	48	37	47
PCB138_Leber	µg/kg Lipid	316	197	125	106	145
PCB153_Leber	µg/kg Lipid	1600	306	220	150	222
PCB180_Leber	µg/kg Lipid	480	118	86	49	71
		UQN				
Quecksilber (Muskel)	µg/kg FG	20	44	53	42	36
Quecksilber (Leber)	µg/kg FG	20	-	-	-	-
HCB (Leber)	µg/kg FG	10	0,7	0,2	0,2	0,3

Tabelle A 46 OSPAR- -Bewertungskriterien und mittlere Belastung der Nordseegarnele im Untersuchungsgebiet. Grau hinterlegte Datenbereiche kennzeichnen eine Überschreitung der nach OSPAR (2009) empfohlenen Bewertungskriterien für Fisch.

Nordseegarnele (Crangon crangon)			2017					
			Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 2b	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
		LMHG						
Quecksilber	µg/kg TS	2500	163	217	221	215	178	213
Cadmium	µg/kg TS	5000	102	36	36	39	41	46
Blei	mg/kg TS	7,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
		EAC passive						
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB153	µg/kg TS	80	1,0	0,7	0,6	0,7	0,5	0,5
PCB180	µg/kg TS	24	0,5	0,5	0,5	0,7	0,5	0,5

Nordseegarnele (Crangon crangon)			2018					
			Gebiet 1	Gebiet 2	Gebiet 2b	Gebiet 3	Gebiet 4	Gebiet 5
		LMHG						
Quecksilber	µg/kg TS	2500	242	369	391	371	333	243
Cadmium	µg/kg TS	5000	55	35	27	24	38	53
Blei	mg/kg TS	7,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
		EAC passive						
PCB28	µg/kg TS	3,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB52	µg/kg TS	5,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB101	µg/kg TS	6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB118	µg/kg TS	1,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB138	µg/kg TS	15,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB153	µg/kg TS	80	0,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
PCB180	µg/kg TS	24	1,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabelle A 47 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Oberfläche

Station	Datum	Secchi Tiefe (m)	Tiefe Probe (m)	Temperatur (°C)	Salzgehalt (-)	SiO ₄ (µmol/l)	PO ₄ (µmol/l)	NO ₂ (µmol/l)	NOx (µmol/l)	NH ₄ (µmol/l)	pH (-)
Elbe_I	22.09.17	N/A	2,0	16,7	31,23	8,79	0,75	0,26	0,99	2,49	7,97
Elbe_II	22.09.17	N/A	2,0	16,4	31,15	11,94	0,89	0,33	1,14	3,08	8,03
E3	22.09.17	N/A	2,0	16,5	31,39	12,84	0,94	0,34	1,32	3,34	8,02
Elbe_III	22.09.17	N/A	2,0	16,4	31,24	11,70	0,91	0,31	0,84	3,21	7,96
Elbe_IV	22.09.17	N/A	1,0	16,2	30,37	9,25	1,00	0,25	1,56	3,18	8,01
Elbe_I	06.06.18	4,5	0,9	13,5	29,80	3,09	0,05	0,18	1,04	0,01	8,30
Elbe_II	06.06.18	4,8	0,7	12,9	29,93	3,40	0,06	0,14	2,01	0,01	8,22
E3	06.06.18	6,5	0,5	13,4	N/A	1,91	0,04	0,20	4,44	0,01	8,26
Elbe_III	06.06.18	5,5	0,9	13,8	30,09	2,30	0,01	0,14	1,44	0,01	8,30
Elbe_IV	06.06.18	4	0,9	15,7	30,22	2,00	0,00	0,09	0,10	0,01	8,30
Elbe_I	04.07.18	7,5	0,7	17,8	30,77	0,16	0,01	0,06	0,10	0,01	8,42
Elbe_II	04.07.18	7	1,1	17,9	30,70	0,11	0,07	0,05	0,10	0,01	8,41
E3	04.07.18	4,5	1,1	17,6	N/A	0,27	0,08	0,04	0,10	0,85	8,35
Elbe_III	04.07.18	4	1,2	17,5	30,85	0,61	0,05	0,08	0,10	0,13	8,31
Elbe_IV	04.07.18	3	1,4	17,9	30,52	0,82	0,82	0,10	0,10	0,01	8,28
Elbe_I	08.08.18	4,4	1,1	20,7	31,89	7,00	0,16	0,10	0,10	1,08	8,70
Elbe_II	08.08.18	4,5	1,1	20,6	31,70	3,73	0,43	0,05	0,10	0,01	8,66
E3	08.08.18	3,5	0,4	19,7	32,06	4,09	0,27	0,03	0,10	0,07	8,63
Elbe_III	08.08.18	3,5	1,1	20,5	31,54	4,41	0,46	0,05	0,10	0,67	8,86
Elbe_IV	08.08.18	3,5	2,1	20,9	31,69	2,27	0,33	0,10	0,10	0,55	9,15
Elbe_V	08.08.18	3,5	1,6	21	31,59	1,70	0,31	0,06	0,10	1,12	8,53
Elbe_I	05.09.18	5,5	0,7	18,7	32,87	5,86	1,44	0,06	0,10	0,01	N/A
Elbe_II	05.09.18	5,5	0,7	18,8	32,57	3,28	0,30	0,01	0,10	0,01	8,57
E3	05.09.18	4,5	0,7	18,8	32,56	4,47	0,17	0,01	0,10	0,01	8,39
Elbe_III	05.09.18	4,5	0,8	18,5	31,86	2,75	0,40	0,07	0,10	0,12	8,32
Elbe_V	05.09.18	3,5	1,1	19	31,92	0,47	0,42	0,01	0,10	0,01	8,27

Tabelle A 48 Physikalische und chemische Messdaten aus der Wasserphase, Bodennähe

Station	Datum	Tiefe Probe (m)	Temperatur (°C)	Salzgehalt (-)	SiO ₄ (µmol/l)	PO ₄ (µmol/l)	NO ₂ (µmol/l)	NOx (µmol/l)	NH ₄ (µmol/l)	pH (-)
Elbe_I	22.09.17	32,0	16,7	31,69	8,69	0,75	0,25	0,91	2,51	8,0
Elbe_II	22.09.17	32,0	16,6	31,76	11,33	0,87	0,32	1,28	3,24	8,0
E3	22.09.17	32,0	16,5	31,50	12,30	0,88	0,32	1,58	2,91	8,0
Elbe_III	22.09.17	26,0	16,4	31,49	11,98	0,92	0,29	0,82	3,26	8,0
Elbe_IV	22.09.17	26,0	16,3	31,15	8,36	0,99	0,32	2,28	2,67	8,0
Elbe_I	06.06.18	50,4	10,1	30,70	3,38	0,06	0,24	3,76	0,03	8,3
Elbe_II	06.06.18	26,1	11,0	29,95	3,82	0,07	0,15	2,04	0,01	8,3
E3	06.06.18	25,6	10,6		3,21	0,03	0,22	3,29	0,21	8,2
Elbe_III	06.06.18	18,3	12,3	30,09	3,05	0,08	0,17	2,19	0,21	8,2
Elbe_IV	06.06.18	19,1	13,9	30,24	1,99	0,01	0,13	1,94	0,01	8,3
Elbe_I	04.07.18	51,5	13,3	32,94	3,68	1,42	0,18	0,46	0,01	8,3
Elbe_II	04.07.18	26,7	14,0	32,62	1,83	0,07	0,11	0,98	0,03	8,3
E3	04.07.18	26,6	14,3		2,40	0,47	0,12	0,85	1,49	8,2
Elbe_III	04.07.18	18,7	16,3	31,30	3,56	0,26	0,10	0,10	2,86	8,2
Elbe_IV	04.07.18	18,6	17,2	31,33	1,06	0,27	0,10	0,10	1,75	8,2
Elbe_I	08.08.18	52,3	15,6	33,12	3,79	0,19	0,08	0,17	0,01	8,5
Elbe_II	08.08.18	26,8	16,2	32,90	6,77	0,36	0,10	0,10	1,98	8,6
E3	08.08.18	26,7	16,6	32,79	7,42	0,82	0,10	0,10	2,38	8,5
Elbe_III	08.08.18	18,2	17,6	32,40	6,43	0,32	0,09	0,10	2,62	8,7
Elbe_IV	08.08.18	19,1	19,4	32,53	5,10	0,22	0,09	0,10	0,17	9,0
Elbe_V	08.08.18	13,2	20,0	32,34	2,52	0,16	0,06	0,10	0,01	8,6
Elbe_I	05.09.18	51,1	18,6	32,96	4,85	0,19	0,08	0,10	0,09	NA
Elbe_II	05.09.18	27,9	18,7	32,89	6,69	0,82	0,01	0,10	0,54	8,4
E3	05.09.18	26,3	18,7	32,46	7,87	0,32	0,01	0,10	0,41	6,5
Elbe_III	05.09.18	20,1	18,7	32,33	5,17	0,16	0,06	0,10	0,68	8,3
Elbe_V	05.09.18	13,3	18,9	31,93	0,63	0,20	0,01	0,10	0,01	8,3

Tabelle A 49 Wattmessstellen Schleswig-Holstein (2017 und 2018 im Vergleich zu 2007 bis 2016 (alle Parameter) und zur regionalen Hintergrundbelastung (nur Schwermetalle))

		Holmer Siel	Wesselb. Loch	Tüml.Bucht	Pellworm	SH*	Hintergrund SH*
		2017 und 2018	2017 und 2018	2017 und 2018	2017 und 2018	2007 bis 2016	2000 - 2005
		n=7	n=5	n=14	n=11	n=75	n=20
Parameter		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
		Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	72	42	72	60	40	
		30 - 85	33 - 54	47 - 89	42 - 88	8,7 - 92	
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm							
Arsen	mg/kg TS	26	24	26	23	31	24
		24 - 30	21 - 27	19 - 35	18 - 26	18 - 56	10 - 41
Blei	mg/kg TS	47	53	56	44	57	55
		43 - 50	46 - 59	51 - 62	39 - 50	39 - 92	9 - 99
Cadmium	mg/kg TS	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,6
		0,3 - 0,4	0,3 - 0,5	0,3 - 0,5	0,3 - 0,5	0,2 - 0,7	0,1 - 1,4
Chrom	mg/kg TS	66	67	73	67	76	115
		56 - 82	52 - 80	56 - 96	51 - 82	37 - 123	55 - 200
Kupfer	mg/kg TS	25	27	26	25	30	19
		18 - 30	25 - 33	18 - 43	19 - 31	16 - 60	8 - 31
Nickel	mg/kg TS	31	32	34	32	35	41
		28 - 35	27 - 37	29 - 41	26 - 36	26 - 56	25 - 58
Quecksilber	mg/kg TS	0,28	0,31	0,32	0,23	0,38	0,28
		0,1 - 0,62	0,23 - 0,39	0,17 - 0,59	0,11 - 0,4	0,13 - 1,1	0,04 - 0,56
Zink	mg/kg TS	157	171	184	164	193	155
		139 - 205	143 - 191	160 - 242	132 - 206	139 - 354	20 - 320
Mineralöl	mg/kg TS	23	26	37	22	32	
		<20 - 34	<20 - 43	<20 - 87	<20 - 29	<50 - 52	
PAK Sum16 gBG		0,28	0,23	0,48	0,31	0,24	
		0,16 - 0,57	0,17 - 0,26	0,29 - 0,71	0,2 - 0,48	0,16 - 0,50	
PCB Sum7 gBG		1,23	1,76	2,80	1,47	2,00	
		0,77 - 1,52	0,96 - 2,44	1,51 - 4,09	1,07 - 3,03	0,7 - 3,38 (15,38)'	
alpha-HCH	µg/kg TS	<0,05	0,05	0,05	<0,05	<0,07	
		<0,05 - <0,05	<0,05 - 0,066	<0,05 - 0,11	<0,05 - <0,05	<0,1 - <0,05	
gamma-HCH	µg/kg TS	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,07	
		<0,05 - <0,05	<0,05 - <0,05	<0,05 - 0,079	<0,05 - <0,05	<0,1 - <0,05	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0,11	0,11	0,27	0,13	0,23	
		<0,1 - 0,15	<0,1 - 0,14	0,18 - 0,45	<0,1 - 0,22	<0,5 - 0,27	
p,p'-DDD	µg/kg TS	0,14	0,21	0,56	0,23	0,26	
		<0,1 - 0,31	0,16 - 0,25	0,35 - 0,9	0,12 - 0,33	<0,5 - 0,61	
p,p'-DDT	µg/kg TS	<0,1	<0,1	0,11	<0,1	0,24	
		<0,1 - <0,1	<0,1 - <0,1	<0,1 - 0,21	<0,1 - <0,1	<0,5 - 0,84	
PeCB	µg/kg TS	<0,1	<0,1	0,14	0,11	0,23	
		<0,1 - <0,1	<0,1 - <0,1	0,11 - 0,22	<0,1 - 0,15	<0,5 - 0,17	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	0,13	0,17	0,35	0,20	0,26	
		<0,1 - 0,22	0,13 - 0,22	0,2 - 0,59	0,11 - 0,36	<0,5 - 0,93	
Monobutylzinn	µg OZK/kg TS	1,6	1,3	2,3	1,5	1,5	
		<1 - 2,9	<1 - 1,4	<1 - 4,4	<1 - 2,2	<1 - 11	
Dibutylzinn	µg OZK/kg TS	<1	<1	1,1	<1	1,4	
		<1 - <1	<1 - <1	<1 - 1,7	<1 - <1	<1 - 17	
Tributylzinn	µg OZK/kg TS	<1	<1	1,8	<1	1,1	
		<1 - <1	<1 - <1	1,2 - 2,8	<1 - 1	<1 - 3,7	
Normiert auf < 63 µm							
Mineralöl		39	67	49	37	89	
		<27 - 113	<62 - 119	<38 - 104	<48 - 39	<276 - 151	
PAK Summe 16		0,40	0,57	0,66	0,53	0,93	
		0,22 - 0,73	0,47 - 0,72	0,44 - 0,82	0,38 - 0,70	0,27 - 1,77	
PCB Sum7 gBG		1,81	4,13	3,82	2,43	5,08	
		1 - 2,85	2,95 - 5,03	2,7 - 5,23	1,68 - 3,44	1,33 - 5,95 (31,84)'	
alpha-HCH		<0,08	0,13	0,08	<0,09	<0,19	
		<0,17 - <0,06	<0,15 - 0,12	<0,11 - 0,13	<0,12 - <0,06	<0,55 - <0,05	
gamma-HCH		<0,08	<0,13	<0,08	<0,09	<0,19	
		<0,17 - <0,06	<0,15 - <0,09	<0,11 - 0,09	<0,12 - <0,06	<0,55 - <0,05	
p,p'-DDE		0,16	0,27	0,37	0,23	0,62	
		<0,33 - 0,18	<0,31 - 0,26	0,24 - 0,6	<0,2 - 0,34	<2,76 - 0,37	
p,p'-DDD		0,21	0,52	0,78	0,39	0,67	
		<0,33 - 0,37	0,45 - 0,64	0,55 - 1,06	0,2 - 0,63	<2,76 - 0,71	
p,p'-DDT		0,16	0,25	0,16	0,17	0,64	
		<0,33 - <0,12	<0,31 - <0,19	<0,22 - 0,27	<0,24 - <0,11	<2,76 - 1,91	
Pentachlorbenzol		0,16	0,25	0,20	0,18	0,61	
		<0,33 - <0,12	<0,31 - <0,19	<0,22 - 0,25	<0,21 - 0,27	<2,76 - 0,34	
Hexachlorbenzol		0,20	0,40	0,48	0,33	0,67	
		<0,33 - 0,26	0,33 - 0,49	0,34 - 0,67	0,22 - 0,51	<2,76 - 1,97	

* SH = Wattmessstellen Holmer Siel und Wesselburener Loch von 2007 bis 2016

*Hintergrund SH = 5 Wattmessstellen des LANU aus dem Zeitraum 2000 bis 2005 (List, Oland, Südfall, Langeneß, Büsum)

PCBSum 7 ein "Ausreißer" im ersten Quartal 2008 Holmer Siel, diesen Wert in Klammern

Tabelle A 50 Wattmessstellen Niedersachsen (2017 und 2018 im Vergleich zu 2007 bis 2016 und zur regionalen Hintergrundbelastung (nur Schwermetalle))

		Cuxhaven	Cuxhaven	Cuxhaven	Harlesiel	Schillinghörn	Nds	Hintergrund Nds
		2017 und 2018	2007 bis 2016	2002 - 2005	2017 und 2018	2017 und 2018	2007 bis 2016	2000 - 2005
		n = 21	n = 94*	n=18	n=5**	n=6***	n=85+	n=53
Parameter		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
		Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max	Min - Max
Fraktion < 63 µm	Gew.-% TS	68	69	73	26	29	21	
		23 - 93	27 - 97	60 - 94	0,8 - 65	1 - 44	0,19 - 77	
Schwermetalle in Fraktion < 20 µm								
Arsen	mg/kg TS	24	25	28	21	19	25	24
		18 - 31	17 - 34	22 - 36	16 - 28	16 - 21	7,9 - 82	13 - 40
Blei	mg/kg TS	57	64	78	54	43	56	58
		46 - 71	49 - 85	70 - 91	35 - 72	37 - 47	16 - 106	32 - 96
Cadmium	mg/kg TS	0,5	0,7	0,7	0,6	0,4	0,7	0,5
		0,4 - 1,4	0,4 - 1,3	0,3 - 0,9	0,3 - 1,0	0,3 - 0,5	0,1 - 2,4	0,2 - 1,0
Chrom	mg/kg TS	87	84	92	93	86	85	84
		74 - 98	52 - 109	71 - 124	76 - 103	75 - 91	17 - 150	61 - 96
Kupfer	mg/kg TS	31	37	37	22	21	31	20
		23 - 43	27 - 63	33 - 42	20 - 23	19 - 25	11 - 106	14 - 28
Nickel	mg/kg TS	37	39	46	35	34	40	32
		32 - 41	28 - 47	41 - 59	30 - 38	30 - 37	9,8 - 63	22 - 39
Quecksilber	mg/kg TS	0,52	0,66	0,74	0,30	0,19	0,32	0,26
		0,39 - 1,02	0,35 - 2,27	0,46 - 1,03	0,15 - 0,51	0,17 - 0,21	0,1 - 1,85	0,13 - 0,45
Zink	mg/kg TS	224	256	304	165	138	183	179
		171 - 370	193 - 349	260 - 411	122 - 207	128 - 150	45,2 - 348	110 - 250
Mineralöl	mg/kg TS	64	54		46	29	40	
		<20 - 120	<50 - 160		<20 - 77	<20 - 59	<50 - 290	
PAK Sum16 gBG		0,64	0,63		0,41	0,18	0,38	
		0,2 - 1,25	0,32 - 2,37		0,16 - 1,06	0,16 - 0,20	0,01 - 3,29	
PCB Sum7 gBG		5,03	4,86		2,71	0,81	1,65	
		1,22 - 9,77	1,66 - 16,97		0,35 - 8,12	0,42 - 1,29	0,05 - 27,9	
alpha-HCH	µg/kg TS	0,11	0,10		0,07	<0,05	0,08	
		<0,05 - 0,44	<0,1 - 0,4		<0,05 - 0,14	<0,05 - <0,05	<0,1 - 2	
gamma-HCH	µg/kg TS	0,07	0,10		0,05	<0,05	0,07	
		<0,05 - 0,11	<0,1 - 0,29		<0,05 - 0,065	<0,05 - <0,05	<0,1 - 0,77	
p,p'-DDE	µg/kg TS	0,72	0,81		0,18	0,06	0,19	
		0,11 - 2,8	<0,5 - 3,5		<0,05 - 0,58	<0,05 - 0,086	<0,1 - 7,5	
p,p'-DDD	µg/kg TS	1,91	2,64		0,20	0,07	0,51	
		0,079 - 5,5	0,55 - 12		<0,05 - 0,61	<0,05 - 0,1	<0,1 - 28	
p,p'-DDT	µg/kg TS	0,39	0,41		<0,05	0,08	0,41	
		<0,05 - 2,5	<0,5 - 3,8		<0,05 - <0,05	<0,05 - 0,18	<0,1 - 27	
PeCB	µg/kg TS	0,28	0,37		0,16	0,06	0,11	
		0,07 - 1,1	<0,5 - 1,2		<0,05 - 0,47	<0,05 - 0,08	<0,1 - 2,6	
Hexachlorbenzol	µg/kg TS	1,05	1,22		0,29	0,14	0,37	
		0,31 - 4,2	0,21 - 7,6		<0,05 - 0,91	<0,05 - 0,35	<0,1 - 18	
Monobutylzinn	µg OZK/kg TS	10,0	10,8		1,3	1,2	1,3	
		2 - 19	2 - 29		<1 - 2	<1 - 2	<8,7 - 4,4	
Dibutylzinn	µg OZK/kg TS	3,4	4,4		1,3	<1	1,4	
		<1 - 7	<4,5 - 12		<1 - 2	<1 - <1	<6,5 - 8	
Tributylzinn	µg OZK/kg TS	8,8	10,3		1,8	<1	2,1	
		2 - 27	2 - 27		<1 - 4	<1 - <1	<5,4 - 13	
Normiert auf < 63 µm								
Mineralöl		95	81		126	115	127	
		<29 - 207	<185 - 260		<78 - 195	<52 - 362	<262 - 622	
PAK Summe 16		0,95	1,54		0,99	0,57	0,65	
		0,29 - 1,76	0,57 - 2,90		0,63 - 1,64	0,39 - 1,00	0,03 - 13,0	
PCB Sum7 gBG		7,50	7,08		6,35	2,32	4,74	
		1,78 - 16	3,06 - 20,8		1,37 - 12,59	1,58 - 2,92	0,12 - 29,33	
alpha-HCH		0,16	0,16		0,18	<0,16	0,17	
		<0,12 - 0,49	<0,37 - 0,5		<0,2 - 0,22	<0,31 - <0,11	<0,52 - 0,22	
gamma-HCH		0,10	0,15		0,14	<0,16	0,21	
		<0,22 - 0,22	<0,37 - 0,43		<0,2 - 0,1	<0,31 - <0,11	<0,52 - 0,66	
p,p'-DDE		1,07	1,18		0,41	0,18	0,34	
		0,16 - 3,11	<0,78 - 4,16		<0,2 - 0,9	<0,31 - 0,22	<0,52 - 1,5	
p,p'-DDD		2,92	3,87		0,43	0,20	0,45	
		0,11 - 6,37	1,29 - 16,62		<0,2 - 0,95	<0,31 - 0,23	<0,52 - 2,77	
p,p'-DDT		0,54	0,56		0,13	0,23	0,23	
		<0,22 - 2,68	<0,78 - 4,82		<0,2 - <0,08	<0,31 - 0,47	<0,52 - 1,9	
Pentachlorbenzol		0,41	0,55		0,35	0,18	0,27	
		0,1 - 1,22	<0,78 - 3,41		<0,2 - 0,73	<0,31 - 0,19	<0,52 - 1,13	
Hexachlorbenzol		1,55	1,77		0,63	0,38	0,59	
		0,45 - 4,67	0,66 - 13,19		<0,2 - 1,41	<0,12 - 0,79	<0,52 - 8,5	

*Cuxhaven 2007-2016: n = 85 für organische Parameter

**Harlesiel 2017 und 2018: 5 Proben, davon 3 für Schwermetalle, 4 für organische Parameter, 3 für organische Parameter normiert

***Schillinghörn 2017 und 2018: 5 Proben, für Schwermetalle und für organische Parameter

+Nds 2007 bis 2016 n=77 für organische Parameter, n=55 für normierte Werte, bei zinnorganischen Verbindungen ohne Werte mit BG>1

Nds = Stationen Harlesiel und Schillinghörn von 2007 bis 2016

Hintergrund Niedersachsen = Daten von 9 Stationen des NLWKN aus dem Zeitraum 2000 bis 2005 (Spiekeroog, Borkum, Norderney, Jadebusen, Tettens, Cappel, Elisabethgroden, Leybucht, Dollart)

Anlage A-2 Altersbestimmung an der Kliesche

Im Jahr 2009 wurden an einigen Proben pro Gebiet jeweils exemplarische Altersbestimmungen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt. In den Untersuchungsjahren 2010 bis 2014 sowie von 2016-2018 erfolgte eine Altersdatierung an allen auf Schadstoffgehalte untersuchten Tieren. Im Jahr 2015 wurde keine Altersdatierung durchgeführt.

Die Altersstruktur der Klieschen war dabei von 2009 bis 2013 relativ ähnlich: Die Mehrheit der Tiere war zwischen zwei und vier Jahre alt. Jüngere (1 Jahr) sowie ältere Tiere (5 bis 8 Jahre) wurden nur selten gefunden. In 2014 waren die gefangenen Tiere mehrheitlich zwischen drei und vier, in 2016 zwischen drei und fünf und im Jahr 2017 zwischen drei und sechs Jahre alt und damit im Mittel etwas älter als in den vergangenen Jahren (Tabelle 1). Im Jahr 2017 wurden ein- und zweijährige Tiere gar nicht und siebenjährige Tiere insgesamt siebenmal gefunden. Im Jahr 2018 zeigte die Mehrheit der Klieschen ein Alter zwischen drei und fünf Jahren, einjährige Tiere wurden gar nicht, zweijährige Tiere vereinzelt und siebenjährige Tiere einmal gefunden. Von 2009 bis 2017 konnte eine fast stetige Zunahme der Alter der untersuchten Klieschen festgestellt werden. Da es sich bei den Klieschen um relativ ortstreuere Tiere handelt deutet dies auf eine generelle Entwicklung der Population hin, deren Verjüngung im Jahr 2018 allmählich einsetzt.

Die Altersstruktur zwischen den einzelnen Gebieten ist vergleichbar und unterscheidet sich nicht signifikant. Wie bereits für die Jahre zuvor ermittelt (E3-Jahresbericht HPA, 2015), zeigen die Leberproben in den Jahren 2017 und 2018 für Arsen, Cadmium, und Quecksilber einen moderaten statistisch signifikanten positiven Zusammenhang zum Alter. In den Muskeln besteht ein signifikanter Zusammenhang in den Jahren 2017 und 2018 nur mit Quecksilber. Hinweise auf den im E3-Jahresbericht von 2015 der HPA diskutierte Zusammenhang zwischen dem von 2013-2015 beobachtete Anstieg von Cadmium und Quecksilber und dem zunehmend höheren Altersspektrum bei den Bioakkumulationsuntersuchungen können vor dem Hintergrund der aktuellen Datenlage, die für Quecksilber in den Jahren 2017 und 2018 einen leichten Rückgang der Belastungswerte bei gleichzeitig etwas höheren Altern abbildet, nicht gefunden werden. Für Cadmium liegen die Belastungswerte in den Klieschenlebern im Jahr 2017 auf einem vergleichbar hohen Niveau wie 2015, im Jahr 2018 sinken diese jedoch wieder deutlich ab und liegen auf dem Niveau von 2016 (Abbildung 1). Einen Hinweis auf eine altersbedingte (lineare) Zunahme der Belastungswerte ist für das Cadmium daher ebenso unwahrscheinlich.

Tabelle 1 Altersstruktur der untersuchten Klieschen 2009-2018

Jahr	2009	2010	2011	2013	2014	2016	2017	2018
Mittelwert Klieschenalter	2.9	2.6	2.8	3.2	3.7	4.0	4,6	4,2
Median Klieschenalter	3	2	3	3	4	4	5	4

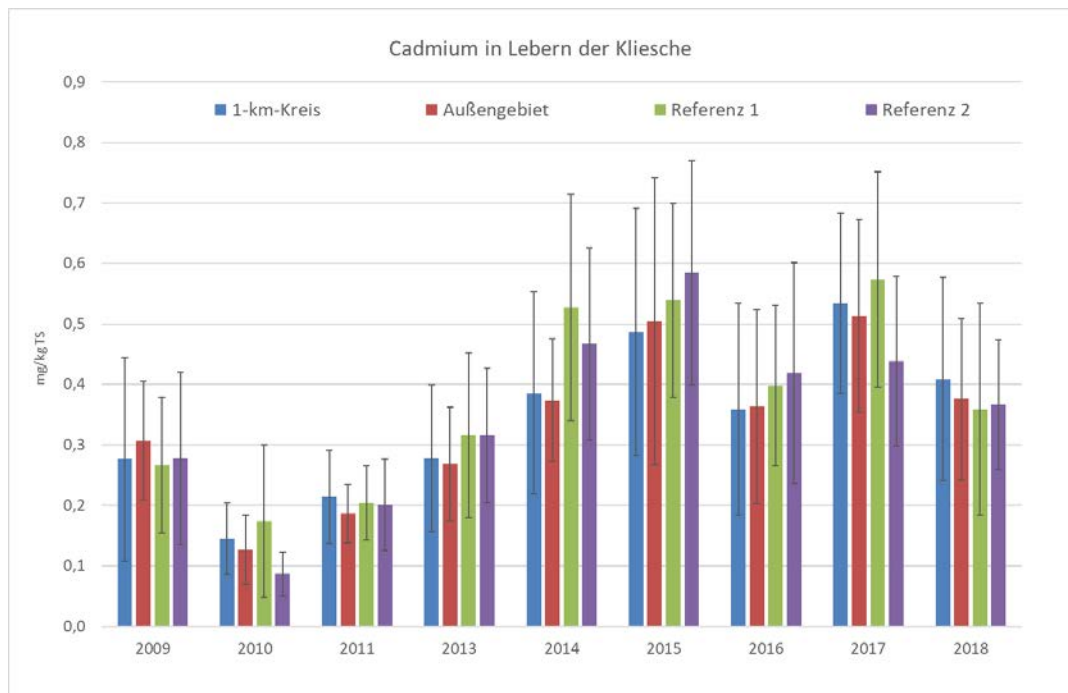


Abbildung 1 Mittlerer Cadmiumgehalt im Lebergewebe der Kliesche (Bezugsbasis Trockensubstanz)

Anlage A-3 Altersbestimmung an der Scholle

Eine Altersbestimmung wurde in den Jahren 2017 und 2018 an allen gefangenen Schollen mittels Gehörsteinen (Otolithen) durchgeführt, die eine Länge über 15cm zeigten. Im Jahr 2017 waren das nur 53% der Schollen, im Jahr 2018 50% der gefangenen Schollen. Für Schollen, die kleiner/gleich 15cm lang waren, wurde ein Alter von einem Jahr eingesetzt. Die Mehrzahl der Tiere im Jahr 2017 war wie bereits im Jahr 2016 ein- bis zweijährig, drei Tiere dreijährig und drei Tiere vierjährig. Im Jahr 2018 war die Mehrheit der Tiere einjährig, acht Tiere dreijährig, fünf Tiere vierjährig und zwei Tiere fünfjährig. Bei männlichen Schollen setzt die Geschlechtsreife nach ca. drei bis vier, bei weiblichen Tieren zwischen sechs und neun Jahren ein. Der Großteil der untersuchten Schollen befindet sich somit noch vor der Geschlechtsreife.

Der Zusammenhang zwischen dem Alter der Schollen und den Belastungswerten in den beiden untersuchten Gewebetypen wurde exemplarisch betrachtet, belastbare Zusammenhänge sind jedoch aufgrund der vorliegenden sehr homogenen Altersstruktur (90% der Fische sind ein- bis zweijährig), dem Zusammenführen von bis zu 17 Individuen zu einer Probe nicht abzuleiten.

Tabelle 2 Altersstruktur der Schollen im Untersuchungsgebiet

Jahr	2016	2017	2018
Mittelwert Schollenalter	1,5	1,3	1,2
Median Schollenalter	1	1	1